



RAPPORT LNR 4366-2001

Miljøundersøkelser i Ranfjorden 1994-96



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Miljøundersøkelser i Ranfjorden 1994-96	Løpenr. (for bestilling) 4366-2001	Dato 27.04.2004
	Prosjektnr. Undernr. O-94243	Sider Pris 94
Forfatter(e) Torbjørn M. Johnsen Lars G. Golmen Aud Helland Brage Rygg Kai Sørensen	Fagområde	Distribusjon
	Geografisk område Nordland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Rana Gruber A/S	Oppdragsreferanse K. G. Strøm
-------------------------------------	----------------------------------

Sammendrag

Rana Gruber AS har utslipp til Ranfjorden. Partikler fra utslippene av avgang fra malmoppredning innlagres i 2 sjikt i indre del av Ranfjorden med opptil 20 mg totalt suspendert materiale pr. liter sjøvann. Sjiktene med partikler med høyt innhold av jern og lite organisk karbon ble påvist 1-2 km fra utslippsstedene. Videre transport av avgangsmateriale utover fjorden er sannsynligvis som en suspensjonstrøm nær bunnen. Beregninger basert på fluks av suspendert materiale tilsier at ca. 50% av avgangen transporteres ut forbi Bustneset. Eksperimentelle sedimentasjonsforsøk har vist at avgangens grov- og finfraksjon bruker henholdsvis 1 og 2 døgn på at alle partikler sedimenter 1 m. Vanntilførslene fra Ranaelva fører til lav salinitet og lav temperatur i overflatelaget som gir stabilitet i vannmassene og dermed liten vertikal omrøring i den øvre delen av vannsøylen. Strømmålinger på samme sted som utslippene for avgang viste at en overvekt av strøm inn mot elveutløpet. I dypområdet mellom utslippsstedene for avgang var strømrretningen sterkt tidevannspåvirket. Sterk strøm ble hovedsakelig målt når strømmen var utoverrettet. Undersøkelsene av bløtbunnsfauna viste at hele Ranfjordsystemet er påvirket av partikler fra avgangen. Påvirkningen er størst i Nordrana hvor artsmangfoldet er lavere enn i resten av fjordsystemet. Ingen endringer som indikerer økt forurensning ble registrert for perioden 1992-1996.

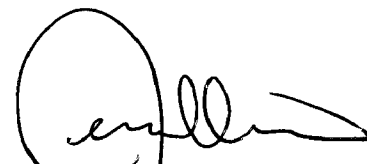
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Ranfjorden Gruveavgang Partikkelspredning Bløtbunnsfauna 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Ranfjorden Mine tailings Particle dispersion Soft bottom fauna
--	--



Torbjørn M. Johnsen
Prosjektleder



Kari Nygaard
Forskningsleder
ISBN 82-577-4003-9



Jens Skei
Forskningsdirektør

Miljøundersøkelser

i

Ranfjorden 1994-96

Forord

Rana Gruber AS har konsesjon for utslipp av avgang fra malmoppredning til Ranfjorden og engasjerte i den forbindelse Norsk institutt for vannforskning (NIVA) for å få gjennomført en undersøkelse av miljøforholdene i fjorden.

Undersøkelser av hydrografi og strømforhold, måling av transmisjon for detektering av partikkelspredning i vannmassene fra malmoppredning, sedimentfelleforsøk og innhenting av sediment for bunnfaunaanalyser ble gjennomført i perioden 1994-96. I tillegg har det vært gjennomført laboratorieforsøk for måling av avgangens sedimentasjonshastighet.

Hos Rana Gruber AS har Kjell Strøm vært kontaktperson.

Feltarbeidet ble hovedsakelig gjennomført av fagassistent Frank Kjellberg med unntak av ett tokt som forskningsassistent Einar Nygaard hadde ansvaret for. Ved første tokt ble forskningsfartøyet ”Oscar Sund” fra Høyskolen i Bodø benyttet, mens de resterende toktene ble gjennomført med sjarken ”Svein” med skipper Sigbjørn Hammer.

Alle kjemiske analyser har vært gjennomført ved NIVAs laboratorium i Oslo.

Ved NIVA har følgende hatt ansvar for ulike delprosjekt: Lars G. Golmen (strømmålinger), Kai Sørensen (transmisjonsmålinger), Aud Helland (sedimentfeller og sedimentasjonsforsøk), Brage Rygg (bløtbunnsfauna) og Torbjørn M. Johnsen (prosjektleder, hydrografi og sammenstilling av delrapporter).

Bergen, 27. april 2004

Torbjørn M. Johnsen

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Bakgrunn og måleprogram	9
2. Tidligere undersøkelser	11
3. Kvantifisering av utslipp fra Rana Gruber A/S	15
4. Hydrografi	17
4.1 Innledning og målsetning	17
4.2 Metodikk	17
4.3 Resultater	19
4.3.1 Målinger 8. november 1994	19
4.3.2 Målinger 16. desember 1994	19
4.3.3 Målinger 22. januar 1995	23
4.3.4 Målinger 22. mars 1995	24
4.3.5 Målinger 26. april 1995	26
4.3.6 Målinger 21. juni 1995	27
4.3.7 Målinger 26. august 1995	29
4.3.8 Målinger 18. september 1995	31
4.4 Diskusjon	34
5. Transmisjon	35
5.1 Transmisjonsmålinger	35
5.1.1 Metodikk	35
5.2 Vurdering av transmisjonsfordelinger og spredning	38
5.2.1 Tokt 8. november 1994	39
5.2.2 Tokt 15. desember 1994	39
5.2.3 Tokt 25. januar 1995	41
5.2.4 Tokt 22. mars 1995	42
5.2.5 Tokt 26. april 1995	43
5.2.6 Tokt 21. juni 1995	43
5.2.7 Tokt 25. august 1995	43
5.2.8 Tokt 18. september 1995	43
5.3 Diskusjon	48
6. Strøm	49
6.1 Måling av strøm i Ranfjorden	49
6.2 Formålet med målingene	49
6.2.1 Tidligere strømmålinger	49
6.3 NIVAs måleprogram i 1995	50
6.3.1 Måleinstrumenter	50
6.3.2 Måleposisjoner og måleperioder	50

6.4 Omtale av måleresultatene	51
6.4.1 Posisjon S1 (ved utslipp av grovfraksjon)	51
6.4.2 Posisjon S2 (ved utslipp av finfraksjon)	54
6.4.3 Posisjon S3 (indre del av djuprenna)	55
6.4.4 Posisjon S4 (ytre del av djuprenna)	56
6.5 Vurderinger	59
7. Sedimentasjonsforsøk	60
7.1 Innledning og målsetting	60
7.2 Metode	60
7.2.1 Sedimenteringsforsøk	60
7.3 Resultater og diskusjon	60
7.3.1 Sedimentasjon, eksperimentelle forsøk	60
7.3.2 Avgangspartikler	61
7.3.3 Partikler i sjøvannsprøver og elvevannsprøver	61
7.3.4 Vurdering av sedimentasjonshastighet og spredning	63
8. Sedimentfeller/Sedimentkarakteristikk	64
8.1 Innledning og målsetting	64
8.2 Feltarbeid og metode	64
8.3 Resultater og diskusjon	66
8.3.1 Sedimentasjon	66
8.3.2 Kjemisk sammensetning	68
8.4 Konklusjoner	71
9. Bløtbunn	72
9.1 Tidligere bløtbunnsundersøkelser i Ranfjorden	72
9.2 Formålet med bløtbunnsundersøkelsene i 1994-1996	72
9.3 Materiale og metoder	73
9.4 Resultater	74
9.4.1 Sedimenter	74
9.4.2 Fauna	77
9.5 Diskusjon	80
9.5.1 Tilstand og utvikling	80
10. Henvisninger	81
Vedlegg A. Metodebeskrivelse for de kjemiske analysene av sedimenterende materiale	84
A.1. Metode for metallanalyser	84
A.2. Metode for analyse av totalorganisk karbon og total nitrogen	84
Vedlegg B. Bunnfaunatabeller	85

Sammendrag

Ranfjorden har vært resipient for en rekke industribedrifter med lokalisering i Mo i Rana. En av disse er Rana Gruber AS som gjennom avgang fra malmoppredning har tilført fjorden betydelige mengder partikulært materiale. Gjennomsnittlig avgang er redusert fra 1,8 mill. tonn/år for årene 1980-88 til 0,9 mill. tonn/år for perioden 1995-97. På grunn av redusert produksjon ved Rana Grubers uttak på Storforshei forventes en ytterligere reduksjon av avgang til 0,55 mill. tonn/år.

I Ranfjordens indre del er det et permanent brakkvannslag som varierer i tykkelse og utstrekning avhengig av vannføringen i Ranaelva. Overflatetemperaturen er lav gjennom hele året fordi den påvirkes sterkt av elvevannets temperatur. Lav salinitet (saltholdighet) og temperatur i overflatelaget gjennom hele året skaper stabilitet i vannmassene og dermed liten vertikal omrøring i øvre del av vannsøylen.

Transmisjonsmålinger (målt som totalt svekningskoeffisient (c_{660})) har vist at partikler fra avgangen innlagres hovedsakelig i 2 sjikt (20-30 m og 40-50 m). Innerst i fjorden ble det også tidvis funnet økt partikkelkonsentrasjon ned mot bunnen. Høye konsentrasjoner i overflaten var forårsaket av partikkeltilførsler fra Ranaelva. Partikkelpåvirkning fra avgangen fra malmoppredningen ble påvist 1-2 km fra utslippspunktet. Omregning fra total svekningskoeffisient til totalt suspendert materiale (TSM) har vist at partikkelkonsentrasjonen kan komme opp i 20 mg TSM/l, og at konsentrasjoner i området 5-10 mg TSM/l var vanlige.

Strømmålinger på 12-15 m dyp på utslippsstedet for avgangens finfraksjon viste at strømmen i dette sjiktet hovedsakelig har retning mot nord eller nordøst. Ved 15 m dyp på utslippsstedet for grovfraksjon var det vekslende strømrøtning, men med en overvekt av strøm i nordlig eller nordvestlig retning. Den innoverrettede strømmen er sannsynligvis en kompensasjonsstrøm generert av Ranaelva. I dyprennen mellom utslippsstedene for fin- og grovfraksjon vekslet bunnstrømmen mellom å være utover- og innoverrettet, men med en overvekt av utoverrettet strøm. Strømmen i dyprennen var sterkere påvirket av tidevann enn tilfellet var for strømbildet høyere oppe i vannsøylen, og under episoder med sterk strøm var strømrøtningen hovedsakelig rettet utover.

Eksperimentelle sedimentasjonsforsøk med 40 og 60% fortynnet avgang i 1,10 m høye rør viste at turbiditeten avtok raskt til å begynne med og for så å avta langsommere og langsommere. For fortynnet finfraksjon tok det 5 timer før turbiditeten var redusert med ca. 75%, mens det tok 2 døgn før turbiditeten var på bakgrunnsnivå. For fortynnet grovfraksjon var tilsvarende tider henholdsvis 1 time og 1 døgn. Sedimentasjonsforsøk med sjøvann fra 25 m dyp og elvevann viste at turbiditeten ble redusert mye raskere i sjøvann enn i elvevann – noe som viser at partiklene hadde helt forskjellige egenskaper i sjø- og ferskvann.

Materialet fanget opp i sedimentfeller på 490 m dyp ved Bustneset var forskjellig fra materialet i sedimentfeller høyere oppe i vannmasser ved at innholdet av jern var høyere og innholdet av organisk karbon var lavere – noe som er karakteristisk for avgangsmateriale fra malmoppredningen. Stor mengde materiale fanget opp i sedimentfeller 10 m over bunnen indikerer avgangsmaterialet sannsynligvis transporteres utover fjorden som en suspensjonsstrøm. Beregninger med utgangspunkt i en fluks på 50 g suspendert materiale/m²/døgn tilsier at ca. 50% av avgangen fra Rana Grubers utslipp i den indre delen av fjorden transporteres ut forbi Bustneset.

Gruveavgang preger hele Ranfjordssystemet, også ytre del og Sørfjorden. Påvirkningen er mest markert i Nordrana. Avgangen, som består av mineralpartikler, tynner ut det organiske materialet i sedimentet. Bløtbunnsfaunaens artsmangfold er lavere i Nordrana enn ellers i fjordssystemet. Individtettheten er imidlertid høyere. Dette kan skyldes økt næringstilgang fra organiske fragmenter av både marin

opprinnelse og fra land. Det var en noe rikere fauna i Sørfjorden i 1996 enn i 1994. Det er usikkert om dette skyldes mindre forureningsbelastning. Ikke på noen av stasjonene ble det registrert endringer som kunne settes i sammenheng med økt forurensning.

Summary

Title: Environmental investigation of Ranfjorden 1994-96

Year: 2004

Author: Johnsen, T.M., L.G. Golmen, A. Helland, B. Rygg & K. Sørensen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4003-9

Ranfjord has for a long time been recipient for industrial waste from several industrial companies located in Mo i Rana. One of the companies is Rana Gruber AS which has discharges from treatment of ore resulting in large quantities of inorganic particles. Average discharge is reduced from 1.8 millions of tonnes pr year for the period 1980-88 to 0.9 millions of tonnes pr year for 1995-97. As a result of reduced production at the mine at Storforshei the discharge is expected to drop to $0.55 \cdot 10^6$ t/yr.

In the inner part of Ranfjord there is a permanent layer of brackish water caused by the river Ranaelva. Low temperature and salinity in the surface water creates high stability preventing vertical mixing of upper part of the water column.

Measurements of attenuation (attenuation coefficient at 660 nm) showed particles from the discharge at two layers (20-30 m and 40-60 m). Particles were found 1-2 km from the discharge points.

Measurements of water currents at 12-15 m depth at the discharge points showed mainly water movements towards the north (between north-east and north-west). In the deep channel between the discharge points there was an in- or outgoing tidal influenced water current. In periods with high velocities the current was mainly outgoing.

Sedimentation experiments in the laboratory with 40-60%-diluted discharge initially showed rapid reductions of turbidity, but the reductions slowed down gradually reaching background levels after 48 hours for the fine fraction and after 24 hours for the coarse fraction. Experiments with seawater from 25 m depth and water from the river Ranaelva showed most rapid reductions of turbidity in seawater compared to freshwater which illustrates different regimes for the two sources.

Particles from sediment-traps close to the bottom at 490 m depth at Bustneset were different from particles in the overlaying water column by containing higher levels of iron and lower levels of organic carbon which is characteristic for ore discharges from Rana Gruber AS. Calculations based on the flux of 50 g suspended material $m^{-2} d^{-1}$ indicate that about 50% of the discharge from Rana Gruber AS is passing Bustneset.

Analyses of sediments shows that the whole seabottom in Ranfjorden is influenced by discharge from Rana Gruber AS. The influence is most pronounced in Nordrana where an analysis of the soft bottom fauna shows lower species diversity than in the rest of the fjord system. However, the fauna abundance is higher in the most affected area. None of the stations showed changes indicative of increased contamination.

1. Bakgrunn og måleprogram

Rana Gruber A/S har utslipp av steinmasser (avgang) i forbindelse med malmoppredning i Gullsmedvika innerst i Ranfjorden (**Figur 1**). Sammen med vann spyles avgangen ut i fjorden. Avgangen er delt i en finfraksjon og en grovfraksjon, og det er særlig finfraksjonen i form av små kvarts- og glimmerkorn som spres utover fjorden. Partiklene sedimenterer imidlertid etter en tid, og den stadige sedimenteringen kan antas å skape problemer for deler av bunnfaunaen i fjorden.

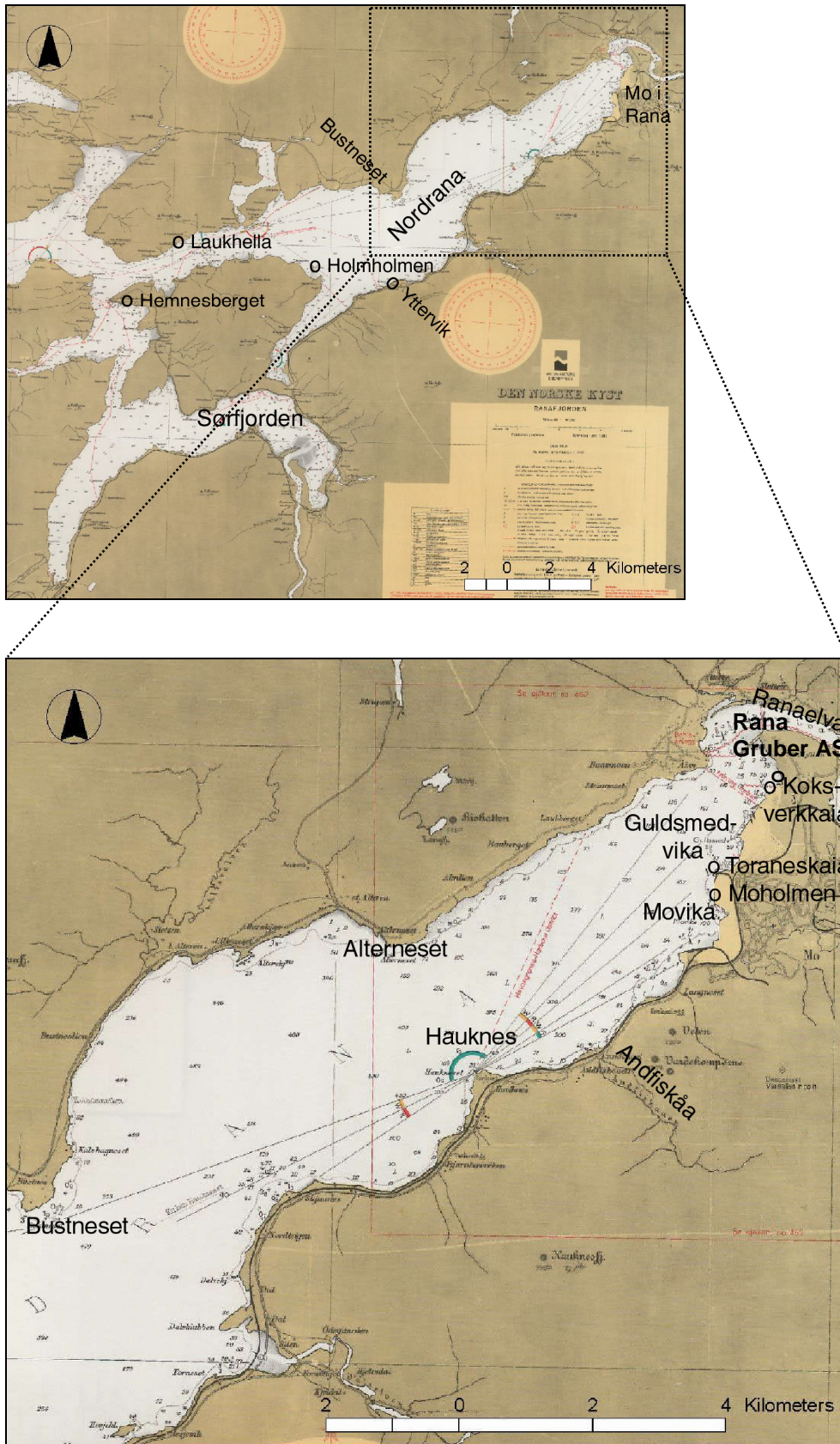
Overvåking av miljøsituasjonen i Ranfjorden har vært ivaretatt av Statlig program for forurensningsovervåking. Etter nedlegging av flere større industriforetak i Mo i Rana er flere store forurensningskilder eliminert. Forurensningsnivået for organiske miljøgifter slik som PAH, har blitt bedre de senere årene både i sediment og organismer selv om nivået fremdeles er høyt i indre del av Ranfjorden. Tungmetallnivået har stedvis forbedret seg noe (Helland et al. 1994). Oksygenforholdene i dypvannet ansees som tilfredsstillende, og eutrofieringseffektene er blitt betegnet som moderate (Hagelund & Tangen 1991).

Rana Gruber A/S sitt utslipp av partikulært materiale i størrelsesorden 1 mill. tonn finstoff pr. år (1997) er det vesentligste kjente forurensningsbidrag til Ranfjorden. Avgangen antas ikke å ha direkte giftvirkninger på fjorden, men små partikler i vannfasen kan påvirke respirasjon og andre biokjemiske prosesser både for bunndyr og pelagiske organismer. Den geografiske spredningen av partiklene og den konkrete effekten av partiklene på bunnfauna er imidlertid ikke kjent.

Statens forurensningstilsyn (SFT) har derfor pålagt bedriften å gjennomføre et eget program for å overvåke avgangens spredning og dens effekter. Utslippet av avgang består av mye ferskvann som stiger mot overflaten før det innlagres i et visst dybdesjikt. I overvåkingsprogrammet har det derfor vært inkludert hydrografiske målinger og målinger av lystransmisjon (lyssvekning) ved utslippsstedet og videre utover fjorden for å fastslå vertikalinnlagringen og horisontalutbredelsen av partikler fra avgangen. Strømforholdene i fjorden vil i stor grad påvirke partikkelspredningen, og et strømmålingsprogram som kunne gi svar på hvor stor horisontalutstrekning influensområdet ville være, ble inkludert i undersøkelsesprogrammet. SFT krevde også at programmet skulle omfatte måling og kontroll av partikkelkonsistens både i sediment og vannfase. For å undersøke partikkelkonsistensen og beregne sedimentasjonsraten ble sedimentfelleknikk, synkehastighetsmålinger i laboratoriet og analyser av bunnsediment inkludert. Dessuten ble det angitt at undersøkelser av bunnfauna skulle inkluderes i undersøkelsen, og bunndyrsundersøkelser ble inkludert både for Ranfjorden, Sørfjorden og på referansestasjon ute på kysten.

Hovedformålet med undersøkelsene har derfor vært å:

1. *Kartlegge eventuelle tidsvariasjoner i partikkelspredning fra avgang gjennom måling av transmisjon, partikkelkonsistens og strømforhold.*
2. *Undersøke bløtbunnsfaunaens utvikling og sammenligne faunaens sammensetning i og utenfor Ranfjorden.*



Figur 1. Oversiktskart over Ranfjorden med utsnitt av indre Ranfjord.

2. Tidligere undersøkelser

Ranfjorden har vært gjenstand for en rekke undersøkelser som har tatt for seg ulike aspekt av miljøforholdene i fjorden (f.eks. Aas 1976, Bjørklund et al. 1988). Årsaken til den store interessen har for det første vært knyttet til effekter av vannreguleringer i Ranaelva og senere at Ranfjorden har vært resipient for utslipp fra en rekke industribedrifter lokalisert i Mo i Rana. I forurensningssammenheng har det vært knyttet sterkest interesse til utslippene fra A/S Norsk Jernverk, Norsk Kokswerk A/S, Bergverkselskapet Nord-Norge A/S (BNN) og Rana Gruber A/S.

De første undersøkelsene på 1960-tallet som ble gjennomført av Vassdrags- og Havnelaboratoriet (NHL), omhandlet effekter av endrede isforhold om vinteren i Ranfjorden som følge av kraftverksreguleringer. For å redusere isdannelsen i Ranfjorden ble det gjennomført modellforsøk for å utrede muligheten for etablering av bobleanlegg ved utløpet av Ranaelva (NTH 1963, 1966), og i 1968 ble et slikt anlegg satt i drift. Senere ble det gjort undersøkelser for å framskaffe kunnskap om bunnstrømmene (suspensjonsstrømmene) i Ranfjorden og partikkeltransporten i disse strømmene (NTH 1970, 1971). Bobleanleggets effektivitet har vært gjort til gjenstand for flere undersøkelser gjennomført av NHL, og konklusjonen fra disse undersøkelsene har vært at bobleanlegget stort sett har fungert tilfredsstillende slik at isplagene i Ranfjorden etter reguleringene av Ranaelva er blitt reduserte (NTH 1979a, 1979b, 1982).

Både teoretiske beregninger og observasjoner har vist at utløpet av Ranaelva er et gunstig område for isdannelse. Rana Gruber fører avgangen fra malmoppredningen sammen med ferskvann ut i Ranfjorden. Ferskvannet vil stige mot overflatens samtidig som det blander seg med sjøvann. Det er blitt reist spørsmål om dette kan føre til økt isdannelse innerst i fjorden. Problemstillingen ble vurdert i forbindelse med et prosjekt gjennomført i 1990-91, og konklusjonen var at ferskvannsutslippene fra Rana Gruber var av en så liten størrelsesorden ($1 \text{ m}^3/\text{s}$) i forhold til vannføringen i Ranaelva om vinteren ($100\text{-}200 \text{ m}^3/\text{s}$) at dette med liten sannsynlighet ville påvirke isleggingen i utløpet av Ranaelven (Golmen 1991).

Ranaelva tilfører Ranfjorden relativt store mengder uorganisk materiale som på grunnlag av gløderestmålinger ble estimert til 35.000 tonn for perioden september 1994 – august 1995. Det uorganiske materialet er dels naturlig erosjonsmateriale og dels tilførsler fra gruveområdene i Ranaelvas nedslagsfelt med et høyt innhold av jern (estimert til ca. 1.800 tonn/år i 1994-95). Nedleggelsen av Mofjellet Gruver har sannsynligvis medført at jerntilførselen til Ranfjorden har avtatt noe de senere årene (Bjerknes 1996).

Den største tilførsel av uorganiske partikler til fjordområdet har imidlertid vært forårsaket av industriell virksomhet i indre del av Ranfjorden. Utslippene av partikulært materiale fra Jernverket, Kokswerket, Bergverkselskapet Nord-Norge og Rana Gruber ble tidlig på 1980-tallet beregnet til 2,2 mill. tonn/år (Tryland 1983). Vannets gjennomskinnelighet (transmisjon) blir sterkt påvirket av de store tilførselene av partikulært materiale, og det er derfor i indre del av Ranfjorden registrert liten transmisjon både nær overflaten og i dyp som har inneholdt partikkelskyer fra de ulike utslippene. Partiklene fra utslippene er funnet å sedimentere forholdsvis hurtig slik at transmisjonen i det øvre vannlaget forbedres relativt raskt etterhvert som avstanden fra utslippsstedene øker. Transmisjonsmålingene har i flere tilfeller vist en innlagring av partikler som kan transporteres i ulike retninger via dypereleggende vannstrømmer (Næs & Skei 1983, Golmen & Green 1991, Helland et al. 1994). Partikulært materiale resulterer også i nedslamming og redusert lystilgang som reduserer vekstvilkårene for fastsittende alger og enkelte arter av hardbunnsfauna. Tydelige tegn på nedslamming er funnet helt ut til ytre del av Ranfjorden, men problemet er størst innerst i Ranfjorden hvor sedimenteringen reduserer tilgjengeligheten av egnet substrat for hardbunnsorganismer (Green et al. 1995).

Den første resipientundersøkelsen i Ranfjorden ble gjennomført i 1975-76 (Kirkerud et al. 1977). I undersøkelsen ble det blant annet utført analyser av gruntvannssamfunn (plante- og dyreliv), målinger av hydrografi gjennom ett år og kjemiske analyser av sediment. Konklusjonen var at sedimentene var forurenset av tungmetaller og tjærestoffer (PAH). I organismer som blåskjell og o-skjell ble det funnet forhøyede nivåer av både bly og PAH.

Undersøkelser av gruntvannssamfunn er senere fulgt opp gjennom Statlig program for forurensningsovervåking. I 1980-81 ble det i forbindelse med basisundersøkelser gjennomført gruntvannsundersøkelser som viste en betydelig forskjell i forekomst av makroalger fra indre til ytre del av fjorden, dvs. vekstforholdene i indre del av fjorden var forskjellige fra vekstforholdene i ytre del av Ranfjorden (Kirkerud et al. 1985). Nye undersøkelser ble foretatt i 1992-93, og analysene viste at forholdene generelt sett hadde forbedret seg betydelig siden 1980-81. Både antallet arter og artsdiversiteten (artsmangfoldet) viste en signifikant økning. Dessuten var forskjellen mellom algesamfunnet i indre og ytre del av fjorden betydelig redusert til tross for at alle stasjoner bar tydelig preg av å være utsatt for til dels betydelig nedslamming som ble antatt å stamme fra utslipp fra Rana Gruber. I perioden 1986-93 ble Mofjellet Gruver, BNN, Koksverket og Jernverket nedlagt, og den radikale reduksjonen i belastningen på fjorden antas å være forklaringen på forbedringene som ble registrert i gruntvannssamfunnet ved siste undersøkelse i 1992-93 (Green et al. 1995).

Vurdering av eutrofieringseffekter har vært en del av undersøkelsene av gruntvannssamfunn. Effekter av overgjødning kan være vanskelig å skille fra ferskvannspåvirkning, men ved Moholmen like ved Mo sentrum innerst i Ranfjorden ble klare eutrofieringseffekter påvist tidlig på 1980-tallet. Årsaken til overgjødningseffektene ble forklart med påvirkning fra kommunal kloakk og rikelig tilførsel av nitrogen i form av ammonium i avløpsvann fra Koksverket (Kirkerud et al. 1985). Ved undersøkelsene i 1992-93 bar algevegetasjonen i dette området fremdeles tydelig preg av overgjødning selv om det var en forbedring å spore. Ferskvannspåvirkning ble antatt å forsterke overgjødningssymptomene. I hele indre Ranfjorden (ut til og med Laukhella) ble det påvist svake symptomer på overgjødning (Green et al. 1995).

Etter en undersøkelse av bunnfaunaen i indre del av Ranfjorden (innenfor Hemnesberget) i 1981 ble det konkludert med at dyresamfunnet var unormalt artsfattig og at årsaken til utarming skyldtes industriforurensning. I nærheten av Mo i Rana og ca. 1 mil utover på hver side av fjorden var artsfattigdommen høyere enn i de sentrale og ytre deler av fjorden (Rygg 1983, Kirkerud et al. 1985). For å undersøke hvordan bløtbunnsfaunaen hadde utviklet seg, ble det i 1992 gjennomført oppfølgende undersøkelser i indre del av Ranfjorden. Samtidig ble nye stasjoner inkludert slik at hele fjordsystemet kunne inngå i kartlegging av gradienter i fjordens lengderetning og derigjennom finne influensområdets utstrekning. Analysene viste at i ytre del av fjorden hadde bløtbunnsfaunaen et normalt artsmangfold, mens artsmangfoldet i indre del av fjorden fremdeles var nedsatt og at artssammensetningen var forskjellig fra ytre del av fjordområdet. Det reduserte artsmangfoldet falt sammen med økende innslag av gruveavgang innover i fjorden og redusert organisk innhold i sedimentet. Naturlig sedimentasjon fra Ranaelva og avstanden til åpen kyst ble imidlertid også ansett som en mulig forklaring på redusert artsmangfold. Faunaregistreringene i indre del av fjorden viste ved denne undersøkelsen en klart rikere fauna i forhold til 1981 med økt individtall for enkelte arter. Hvorvidt forbedringene skyldtes redusert forurensningspress eller naturlige bestandsfluktuasjoner, var det ikke mulig å si på grunnlag av det foreliggende datamaterialet (Helland et al. 1994).

Gruvedrift og industri har ført til at Ranfjorden har vært resipient for avfall for denne type virksomhet i over hundre år. Dette har ført til tilførsler av både metaller og organiske miljøgifter. For å få en oversikt over forurensningstilstanden i Ranfjorden og identifisere hovedkildene til forurensningen, ble det i 1980 igangsatt undersøkelser gjennom Statlig program for forurensningsovervåking. Ut fra tidligere undersøkelser var det kjent at Ranfjorden var betydelig forurenset både av tungmetaller og tjærestoff (Palmork 1974, Holmen & Tryland 1977, Kirkerud et al. 1977). De nye undersøkelsene

konkluderte med at utslippene av tjærestoffer (PAH = polysykliske aromatiske hydrokarboner) utgjorde den alvorligste forurensningen i Ranfjorden, men også belastningen av cyanid og hydrogensulfid i Gullsmedvika og Movika var bekymringsfull. I blåskjell og tang ble det funnet høye konsentrasjoner av PAH (Kirkerud et al. 1985) som i vesentlig grad førte til at næringsmiddelmyndighetene i 1986 frarådet konsum av muslinger plukket innenfor Hemnesberget.

Nedleggelsen av sterkt forurensende industri i perioden 1985-89 førte til nye miljøgiftundersøkelser i 1989-90. PAH-konsentrasjonene i blåskjell og o-skjell i indre Ranfjorden sank radikalt fra 1989 til 1990 som følge av redusert belastning (utslippene fra råjernproduksjonen ble stanset i 1989). I 1990 ble det fremdeles registrert overkonsentrasjoner av PAH i blåskjell innerst i fjorden, mens det lenger ut i fjorden kun ble registrert moderate mengder. Totalt sett ble det fra 1989 til 1990 registrert en reduksjon av PAH i skjellene på omkring 95%, og dette ble sett på som en direkte effekt av stans i utslippene fra produksjon av råjern og koks. Ellers ble det funnet overkonsentrasjoner av både kobber, bly, sink og jern i blåskjell på samme nivå som ved tidligere undersøkelser. I fiskelever ble det funnet lave/moderate forekomster av PAH, mens konsentrasjonene av PAH og arsen var bemerkelsesverdig høye i reker. I sedimentene var det fortsatt høye PAH-konsentrasjoner med avtagende verdier utover fjorden. Kobber, bly, sink og kadmium ble funnet i moderate/markerte overkonsentrasjoner. Totalt sett var sedimentets miljøgiftinnhold på samme nivå som på midten av 1970-tallet (Green et al. 1993).

For å ajourføre kunnskapene om forekomst av miljøgifter i Ranfjorden og registrere effekten av redusert belastning på fjorden etter at Råjernverket, Koksverket og BNN ble lagt ned, ble det i 1992 gjennomført nye undersøkelser både av miljøgifter i organismer og sediment. For PAH i blåskjell og o-skjell viste det seg at tilstanden var uforandret i forhold til 1990. PAH-belastningen til fjorden ble antatt å være på et stabilt nivå, og mangelen på ytterligere reduksjon i PAH-konsentrasjon i skjell ble antatt å skyldes en ikke ubetydelig restbelastning. I fisk (torsk og skrubbe) ble det funnet lave konsentrasjoner av PAH og med et tilnærmet ubetydelig innhold av de potensielt kreftfremkallende PAH-komponentene (KPAH). Som tidligere ble det funnet forhøyet jerninnhold i blåskjell i indre del av fjorden og med avtagende konsentrasjoner utover fjorden. Ellers var metallinnholdet i både blåskjell og blæretang moderat/lavt (Green et al. 1994). Den positive utviklingen for PAH-konsentrasjonen i blåskjell som ble funnet både i 1990 og 1992, førte til at Statens næringsmiddeltilsyn fra 1994 reviderte kostholdsrådene når det gjaldt konsum av muslinger, til kun å gjelde for området innenfor Alterneset-Andfiskåa.

Analysene av sediment samlet inn i 1992 viste at PAH-konsentrasjonen i indre del av Ranfjorden, dvs. innenfor Alterneset, var mer enn halvert i forhold til 1989. Kun området utenfor Mo var sterkt forurensset, mens resten av indre fjordområde var markert forurensset. Ytre del av fjorden, dvs. utenfor Bustneset, var fremdeles markert forurensset av PAH. Generelt sett var sedimentene lite til moderat forurensset av metallene jern, sink, bly, kobber og kadmium (Helland et al. 1994).

Fugler er topp-predatorer som påvirkes av forandringer i fødetilgangen og av kvaliteten på føden. Forandringer i næringstilgangen gjennom endringer i fødebestandenes størrelse, fødebestandenes innbyrdes mengdefordeling og akkumulering av miljøgifter i fødebestandene er alle element som kan påvirke fuglebestander. Vannfugler er derfor godt egnet som indikatorer for endringer i marine økosystemer. Gjennom undersøkelse av hvordan vinter- og vårbestander av ærfugl, havelle, sjøorre og stokkand har utviklet seg i perioden 1972-92 og ærfuglens hekkebestand i en 30-års periode fram til 1992, har Bustnes (1992) sett på hvordan disse bestandene har utviklet seg gjennom en periode med sterk forurensning i Ranfjorden. Utslipp av finpartikulært materiale har ført til nedsatt primærproduksjon i Ranfjorden (Hagelund & Tangen 1991) og dermed en reduksjon av fjordens produksjonspotensiale i forhold til upåvirkede fjorder. For de artene som beiter på blåskjell (ærfugl og tildels havelle og sjøorre), betyr høyt innhold av miljøgifter i skjellene at giftene vil akkumuleres i fuglene. Akkumuleringen kan forgifte fuglene og/eller redusere deres reproduksjonsevne. Generelt viste undersøkelsen at den totale vårbestanden for ærfugl, sjøorre og havelle i hele indre Ranfjorden (innenfor Yttervik-Bustnes) ble redusert fra 1972 og fram til 1988 da Koksverket ble nedlagt. Størst

var nedgangen i den innerste del av fjorden (innenfor Hauknes-Alternes), dvs. nedgangen har vært størst nærmest forurensningskildene. Etter 1988 har nesten alle bestander hatt en oppgang som tyder på en miljøforbedring etter at utslippene fra Koksverket stanset. På Holmholmen som ligger ved Hennesberget utenfor den definerte grensen for indre Ranfjorden, finnes det største hekkeområdet for ærfugl i Ranfjorden. Hekkebestanden har vært økende fram til 1980 for så å falle igjen. I perioden 1986-1992 var antallet døde egg (gjennomsnittlig ca. 13%) og dødeligheten av unger i reir (gjennomsnittlig ca. 6%) uvanlig høy som antas å indikere at hekkebestanden fremdeles i 1992 ble utsatt for høy miljøbelastning fra giftstoffer.

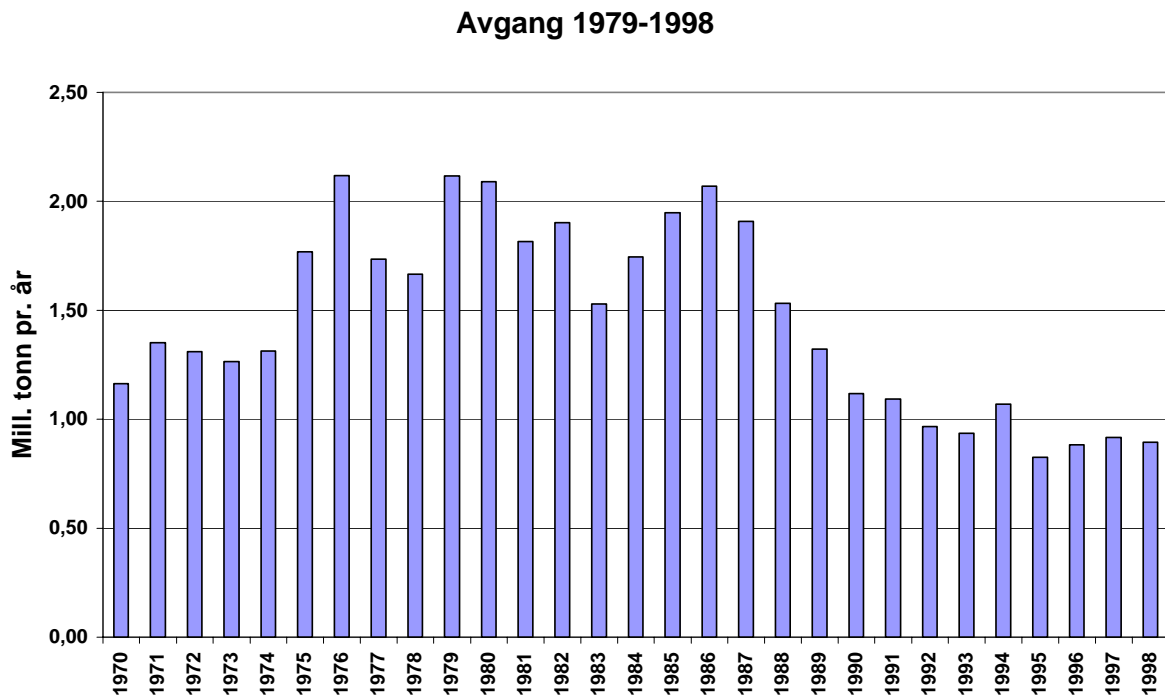
3. Kvantifisering av utslipp fra Rana Gruber A/S

Rana Gruber A/S hadde sitt første fulle driftsår i Gullsmedvika i 1965 (**Figur 2**) og har siden da hatt utslipp av avgang til Ranfjorden. Avgangen fra Rana Gruber er delt i en grovfraksjon med partikler $\leq 800 \mu\text{m}$ og en finfraksjon hvor 20% av partiklene er $\leq 45 \mu\text{m}$. Grovfraksjonen har hovedsakelig blitt sluppet ut i fjorden, men i perioden 1987-93 ble deler av avgangen benyttet til oppfylling av et havneområde som nå er blitt til kai- og tomteareal. Det resulterte i at for perioden 1988-1992 ble under halvparten av avgangens grovfraksjon sluppet ut i sjøen. Utslipet av grovfraksjonen i 1995 skjedde på 25 m dyp nær munningen av Ranaelva. Finfraksjonen ble i 1995 sluppet ut på 45 meters dyp nær Koksverktomta. I perioden 1989-94 var avgangen ca. 1,1 mill. tonn pr. år ($1 \text{ m}^3 = 1,8 \text{ tonn}$). **Figur 3** viser avgangsutslipp til sjøen for perioden 1970-98.

De gjennomsnittlige beregnede utslipp av avgang fra 1970 og til etter 1999 er presentert i **Tabell 1**. For perioden 1980-1988 ble den totale gjennomsnittlige avgang beregnet til ca. 1,8 mill. tonn pr. år.



Figur 2. Rana Gruber AS sitt oppredningsanlegg i Gullsmedvika. (Foto: Rana Gruber AS, 1982)



Figur 3. Beregnet utslipp av avgang til sjø og land for perioden 1980-98. (Kilde: Rana Gruber).

Reduksjoner i driften pga. nedleggelsen av Jernverket i 1988 førte til en reduksjon av avgangen til ca. 1,1 mill. tonn pr. år fram til 1994, og for perioden 1988-92 ble under 50% av denne avgangen sluppet ut til sjøen. Tilgangen på råmalm ble i 1995 redusert slik at oppredningen av råmalm avtok med ca. 25%, og dette førte til at avgangen til fjorden sankt til gjennomsnittlig 0,9 mill. tonn pr. år. Denne situasjonen var forventet å vare fram til 1997-98. Etter dette var en ytterligere nedgang i produksjonen forventet fordi driften ved Rana Gruber Storforshei ville gå over fra dagbrudd til gruvedrift. Konsekvensen av produksjonsreduksjonen err antatt å føre bli en reduksjon i avgangen til totalt 0,55 mill. tonn pr. år etter 1998.

Tabell 1. Beregnet gjennomsnittlig utslipp av avgang fra 1980 til 1997.

Tidsperiode	Gjennomsnittlig total avgang (mill. tonn/år)
1980-88	1,8
1989-94 *)	1,1
1995-97	0,9

*) I perioden 1988-1992 ble over 50% av avgangen deponert på land.

4. Hydrografi

4.1 Innledning og målsetning

Ranaelva tilfører Ranfjorden varierende mengde ferskvann gjennom året. Når elvevannet renner ut i sjøen, blandes dette med sjøvann, og det dannes et brakkvannslag av varierende tykkelse. Utslippet av avgang består også av ferskvann som vil stige mot overflaten samtidig som det blander seg med omkringliggende sjøvann. Når blandingsvannet har fått samme tetthet som det omkringliggende vannet, vil det innlagres.

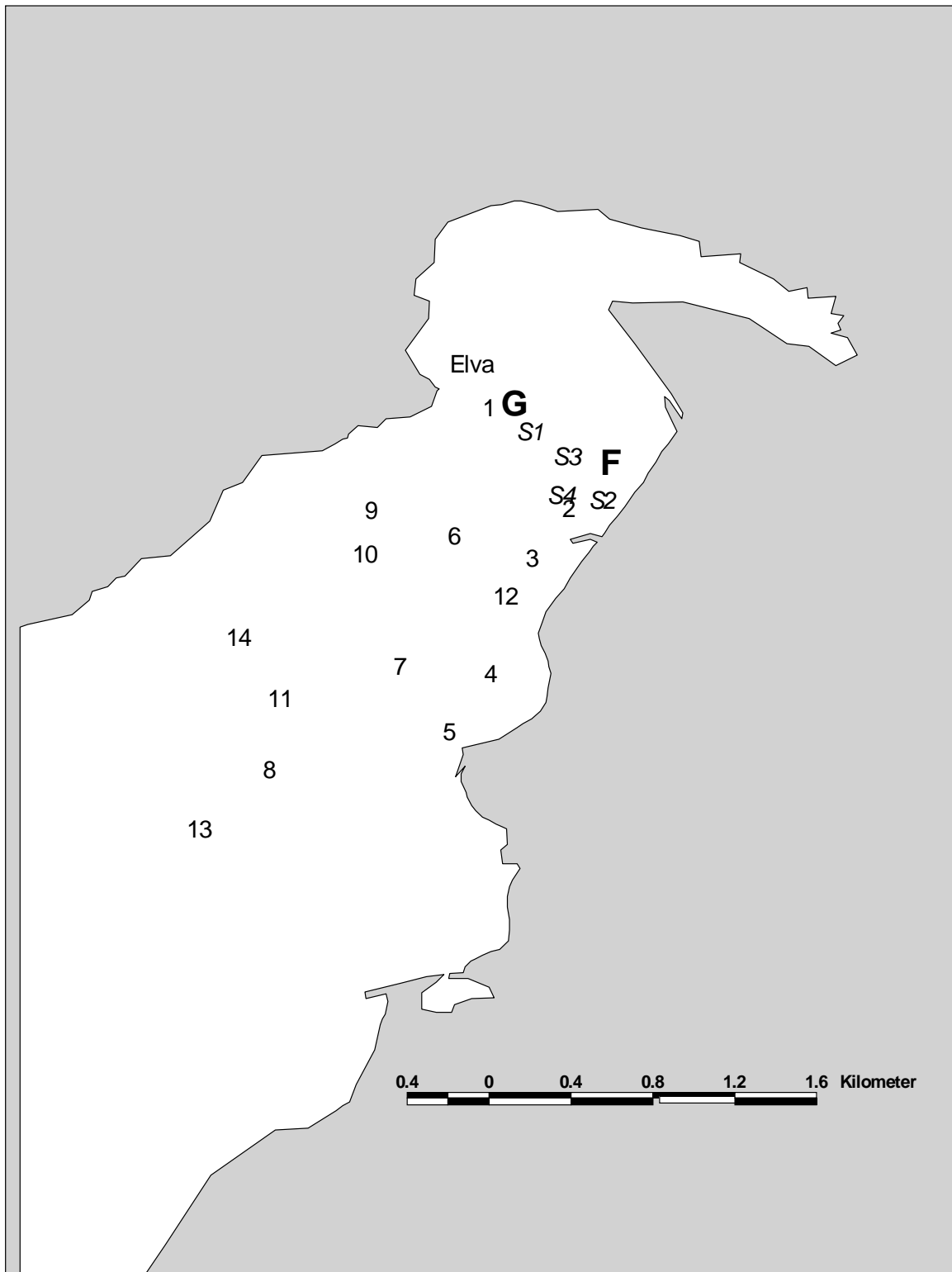
Målsettingen med de hydrografiske målingene var at disse sammen med transmisjonsmålingene skulle benyttes til å verifisere tidligere teoretiske modelleringsresultat for vertikalinnlagring av avgang og å fastslå avgangens horisontalutbredelse i vannsøylen.

4.2 Metodikk

På hver stasjon ble det tatt hydrografiske dybdeprofiler (salinitet og temperatur) ved bruk av STD-sonde med internt dataminne (Senordata SD200). Etter målingene ble sonden tappet for data, og ved hjelp av tilhørende dataprogram ble vertikalprofiler for salinitet og temperatur produsert. Posisjonene for de ulike målestasjonene er presentert i **Tabell 2** og alle målestasjoner er angitt i **Figur 4**.

Tabell 2. Posisjoner for de ulike stasjonene hvor det ble gjennomført målinger av hydrografi og transmisjon.

Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Ca. dyp (m)
Elva	N66° 20,02'	E14° 07,51'	20
1	N66° 19,91'	E14° 07,62'	75
2	N66° 19,66'	E14° 08,23'	65
3	N66° 19,50'	E14° 08,05'	80
4	N66° 19,16'	E14° 07,70'	65
5	N66° 19,05'	E14° 07,52'	40
6	N66° 19,56'	E14° 07,54'	90
7	N66° 19,23'	E14° 07,19'	105
8	N66° 18,96'	E14° 06,33'	185
9	N66° 19,61'	E14° 07,02'	60
10	N66° 19,51'	E14° 06,98'	155
11	N66° 19,15'	E14° 06,42'	175
12	N66° 19,41'	E14° 07,86'	75
13	N66° 18,80'	E14° 05,88'	250
14	N66° 19,31'	E14° 06,16'	150

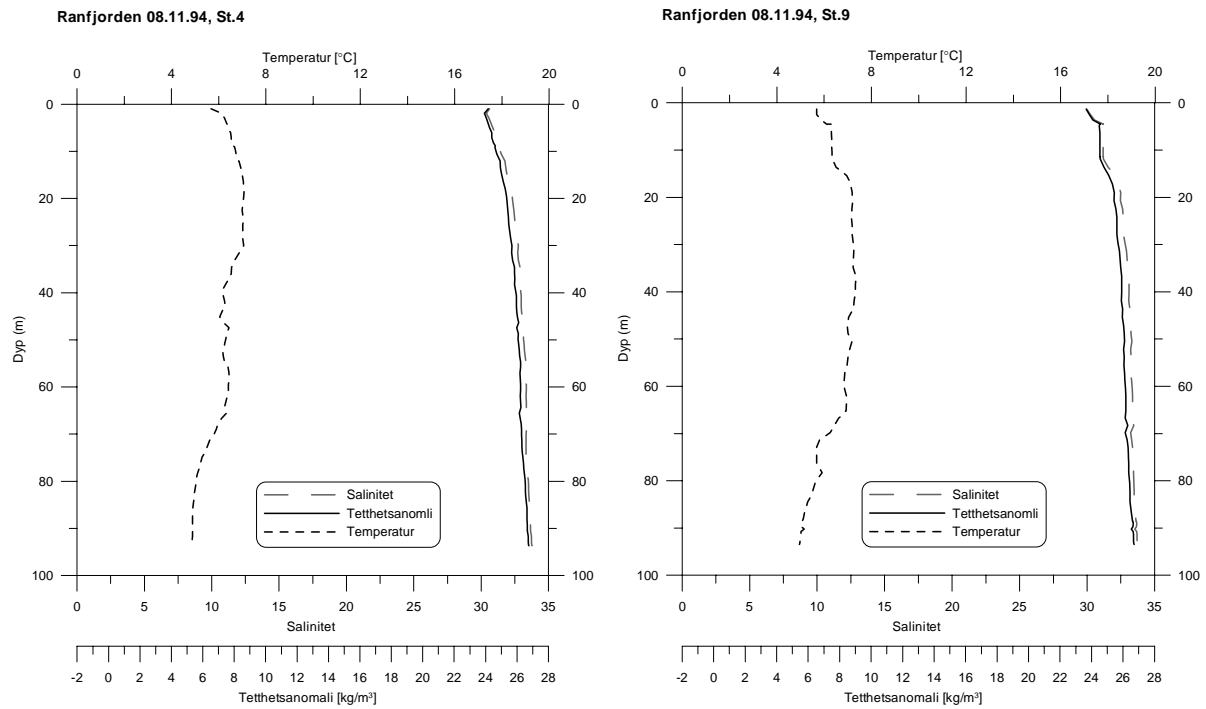


Figur 4. Kart over Indre Ranfjord med angivelse av alle målestasjoner for hydrografi, transmisjon og strøm. Stasjonsnummer for hydrografi- og transmisjonsmålinger er angitt ved tallene 1-14 + Elva. S1-S4 viser posisjoner for strømrigger. F og G angir utslippssted for henholdsvis finfraksjon og grovfraksjon fra avgang fra Rana Gruber AS.

4.3 Resultater

4.3.1 Målinger 8. november 1994

Første datainnsamling for hydrografi ble gjennomført 8. november 1994 på stasjonene 4 og 9 (jfr. **Figur 4**). Vertikalprofiler av salinitet og temperatur viste vannmasser med små temperaturforskjeller fra overflaten ned til 100 meters dyp og med relativt høy salinitet (ca. 30) nær overflaten som tyder på liten vannføring i Ranaelva. På begge stasjonene var det en svak tetthetsøkning mot dypet (**Figur 5**).

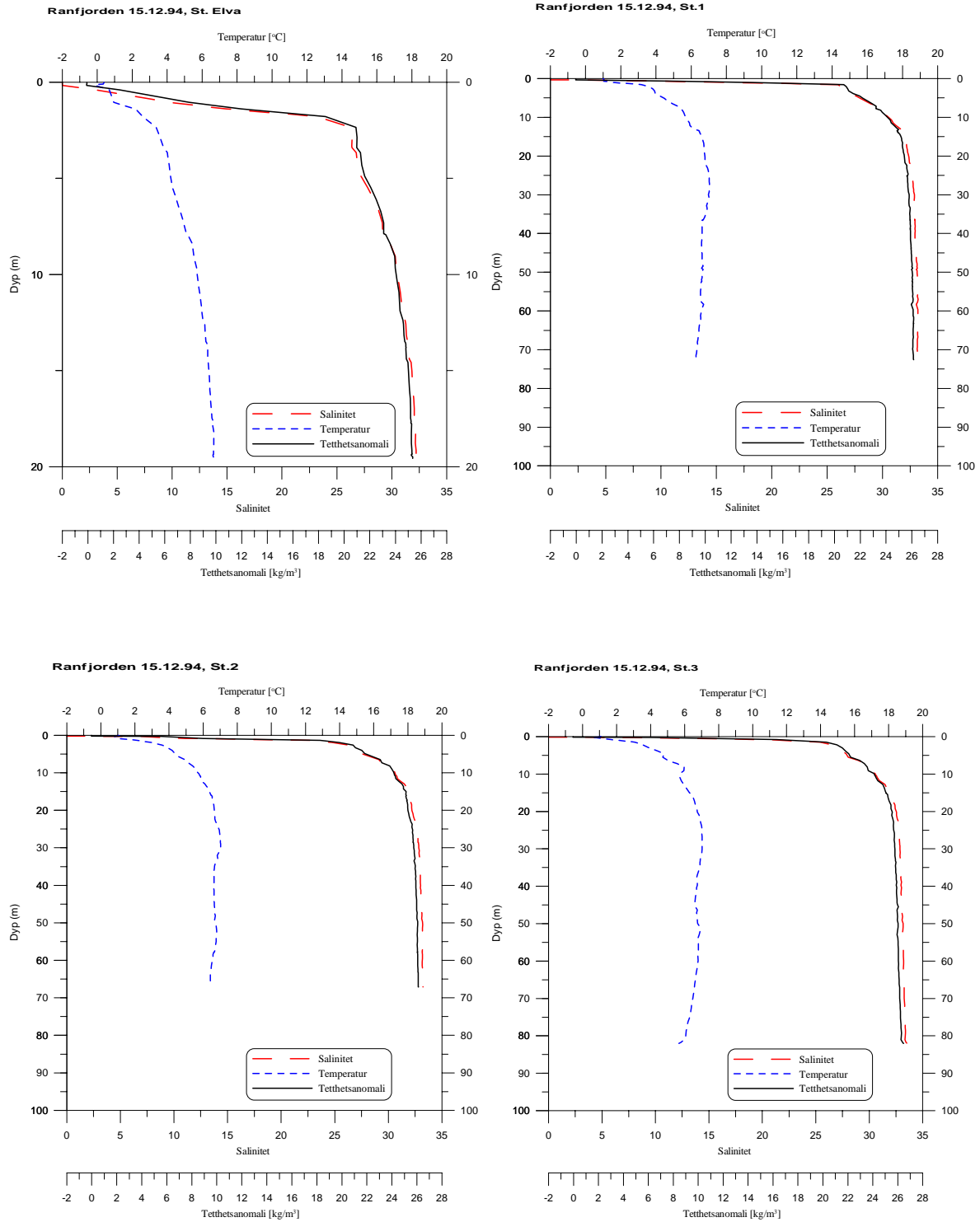


Figur 5. Hydrografimålinger 08.11.94.

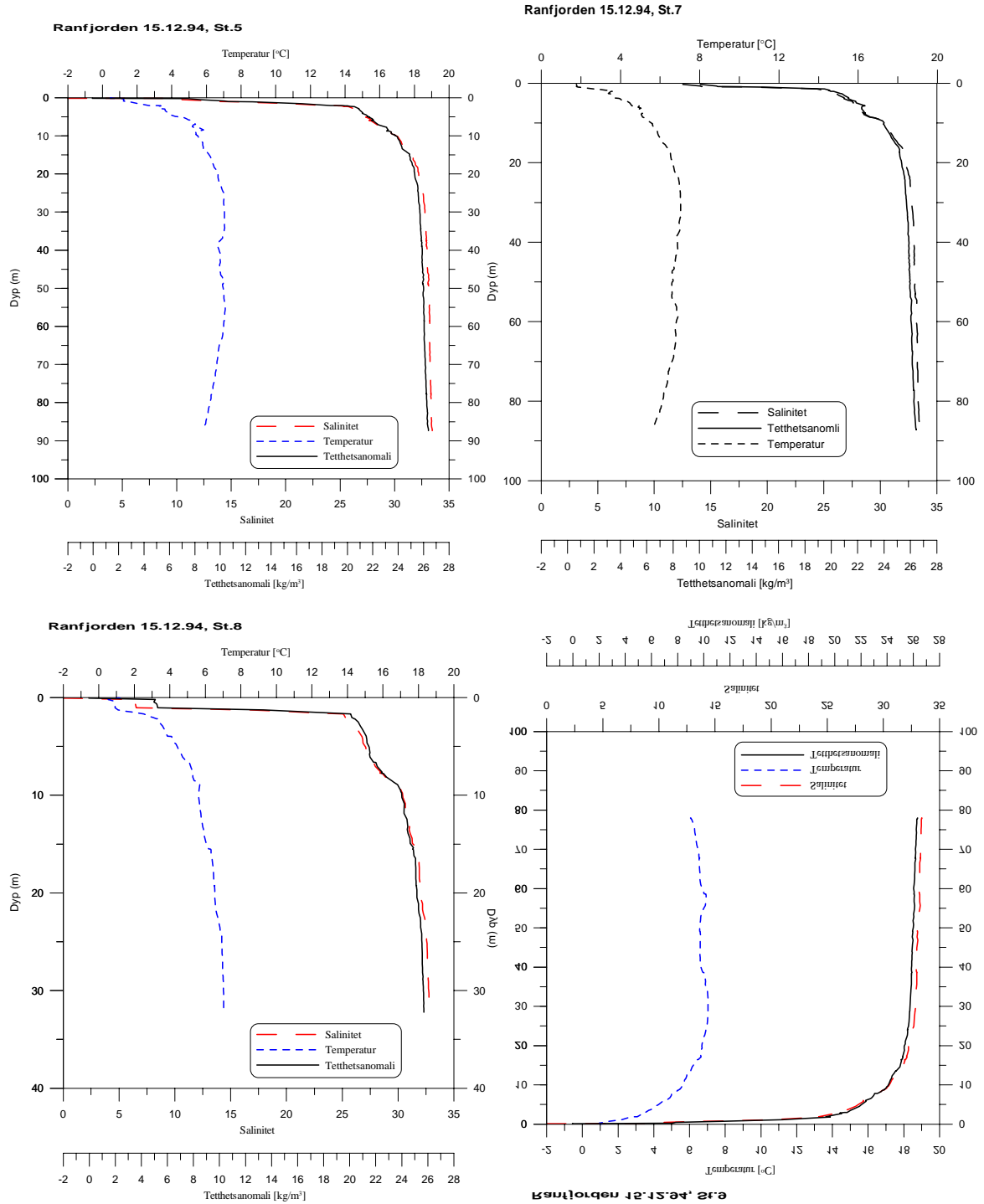
4.3.2 Målinger 16. desember 1994

16. desember 1994 ble det foretatt målinger av temperatur og salinitet på 10 stasjoner (Elva, 1, 2, 3, 5, 7, 8, 9, 10 og 11) fra Toraneskaaien og inn mot utløpet av Ranaelven. På samtlige stasjoner ble det registrert et ca. 2 m tykt brakkvannslag (salinitet <25) (**Figur 6**). Fra 2 til 20 m økte saliniteten med ca. 7 enheter, mens fra 20 til 80 m var salinitetsøkningen på litt over 1 enhet.

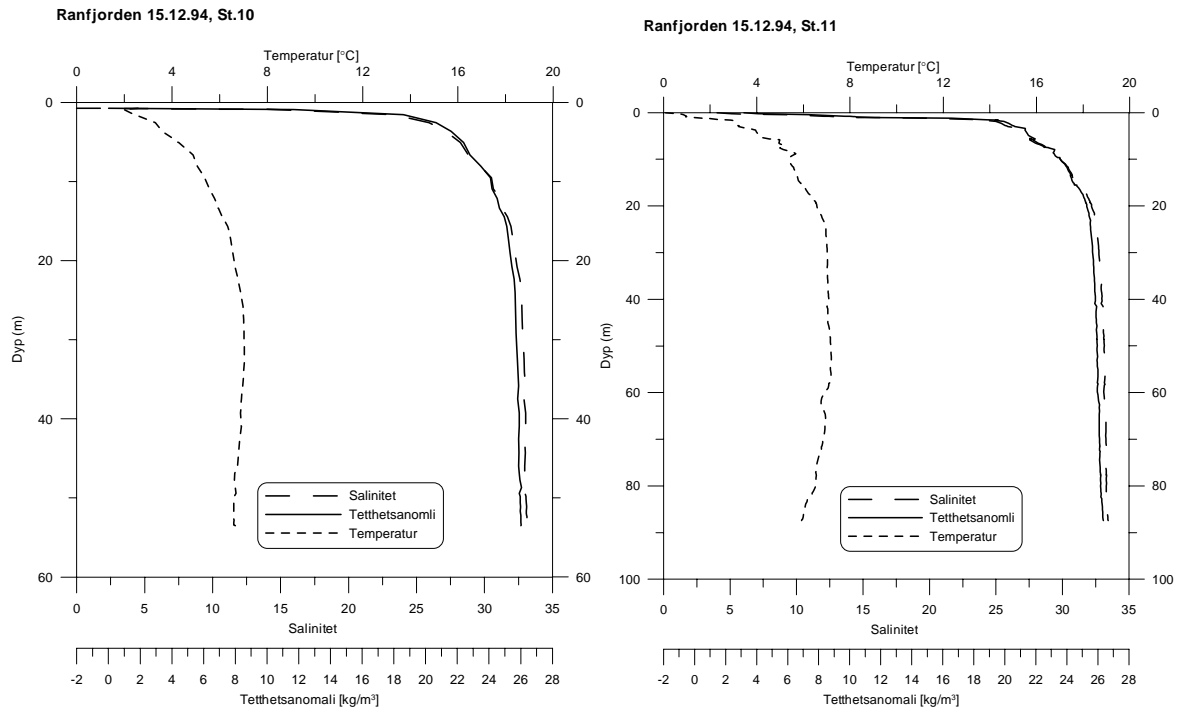
Nær overflaten var temperaturen rundt 0°C, men på 5 meters dyp var temperaturen steget til over 4°C på alle stasjonene.



Figur 6. Hydrografimålinger 16.12.94.



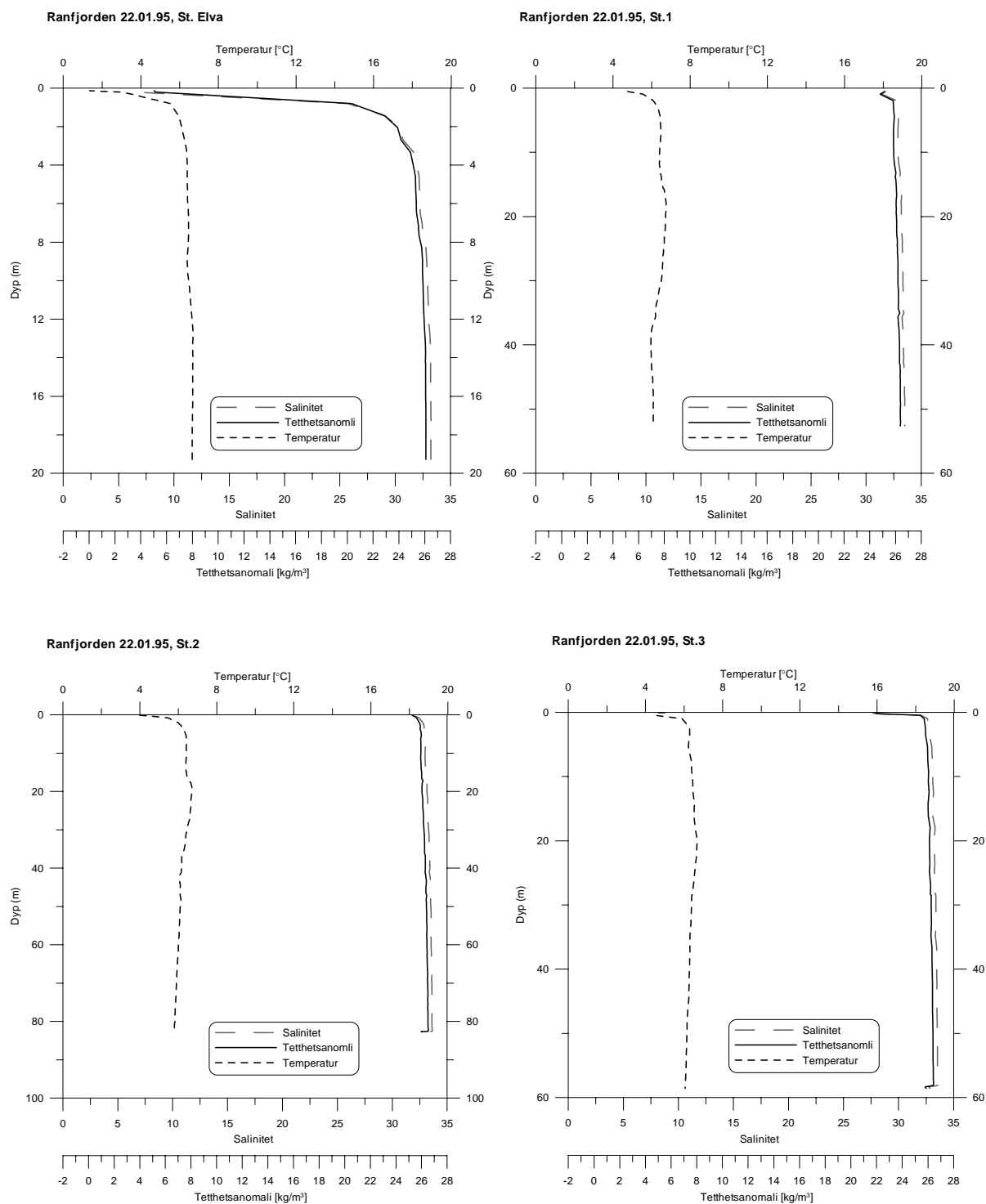
Figur 6. Hydrografimålinger 16.12.94 (forts).



Figur 6. Hydrografimålinger 16.12.94 (forts.)

4.3.3 Målinger 22. januar 1995

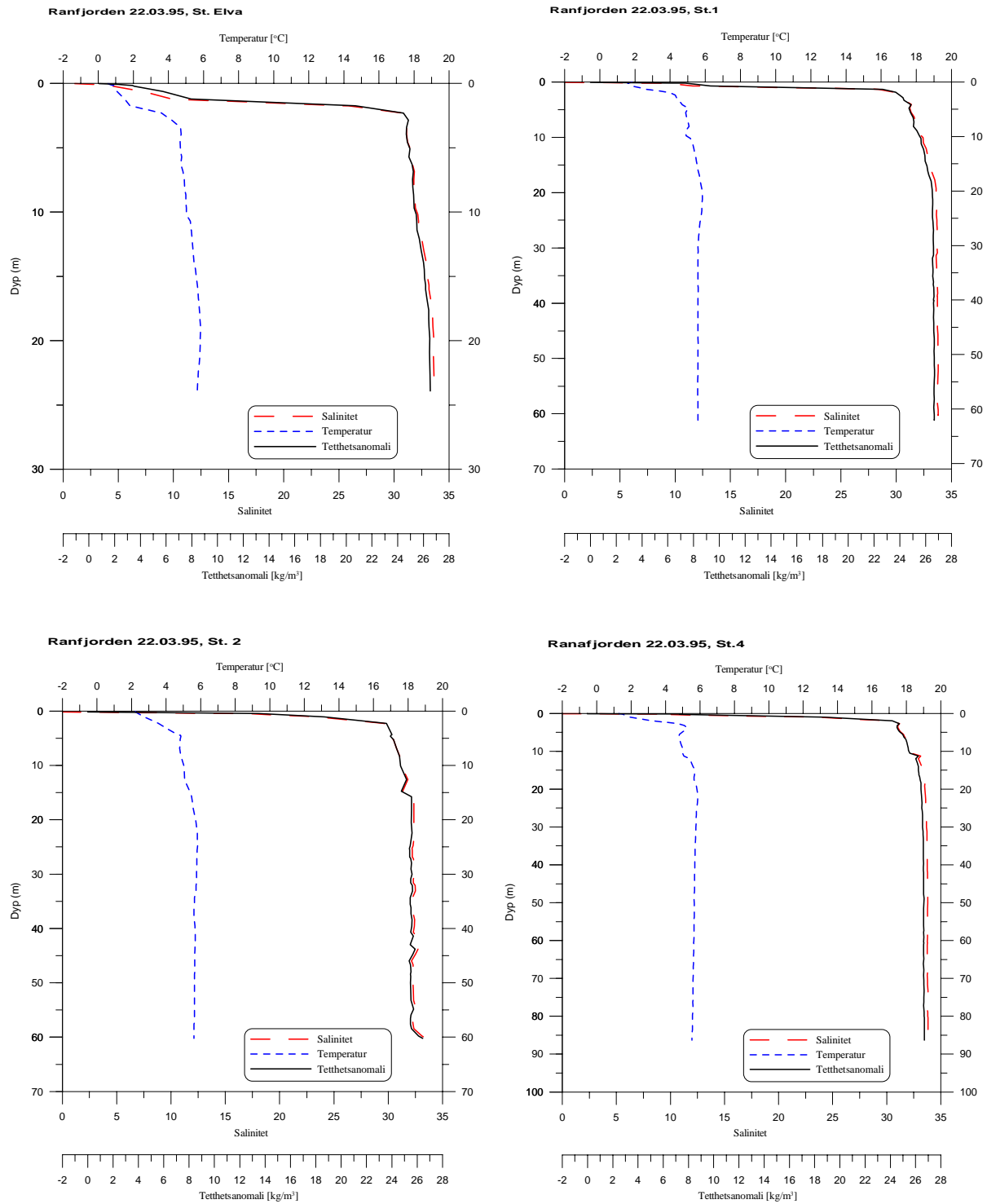
25. januar 1995 ble temperatur- og salinitetsprofiler målt på 4 stasjoner (St.Elva og St.1, 2 og 3). Et markert brakkvannslag ble registrert kun ved elveutløpet (St. Elva) (**Figur 7**), og dette tyder på liten vannføring i Ranaelva. På de andre stasjonene var det svakt økende salinitet nedover i vannsøylen. Ved elveutløpet lå overflatetemperaturen på ca. 1°C, mens på de andre stasjonene lå tilsvarende temperatur på 4-5°C. Dypere nede i vannsøylen varierte temperaturen mellom 5 og 6°C.



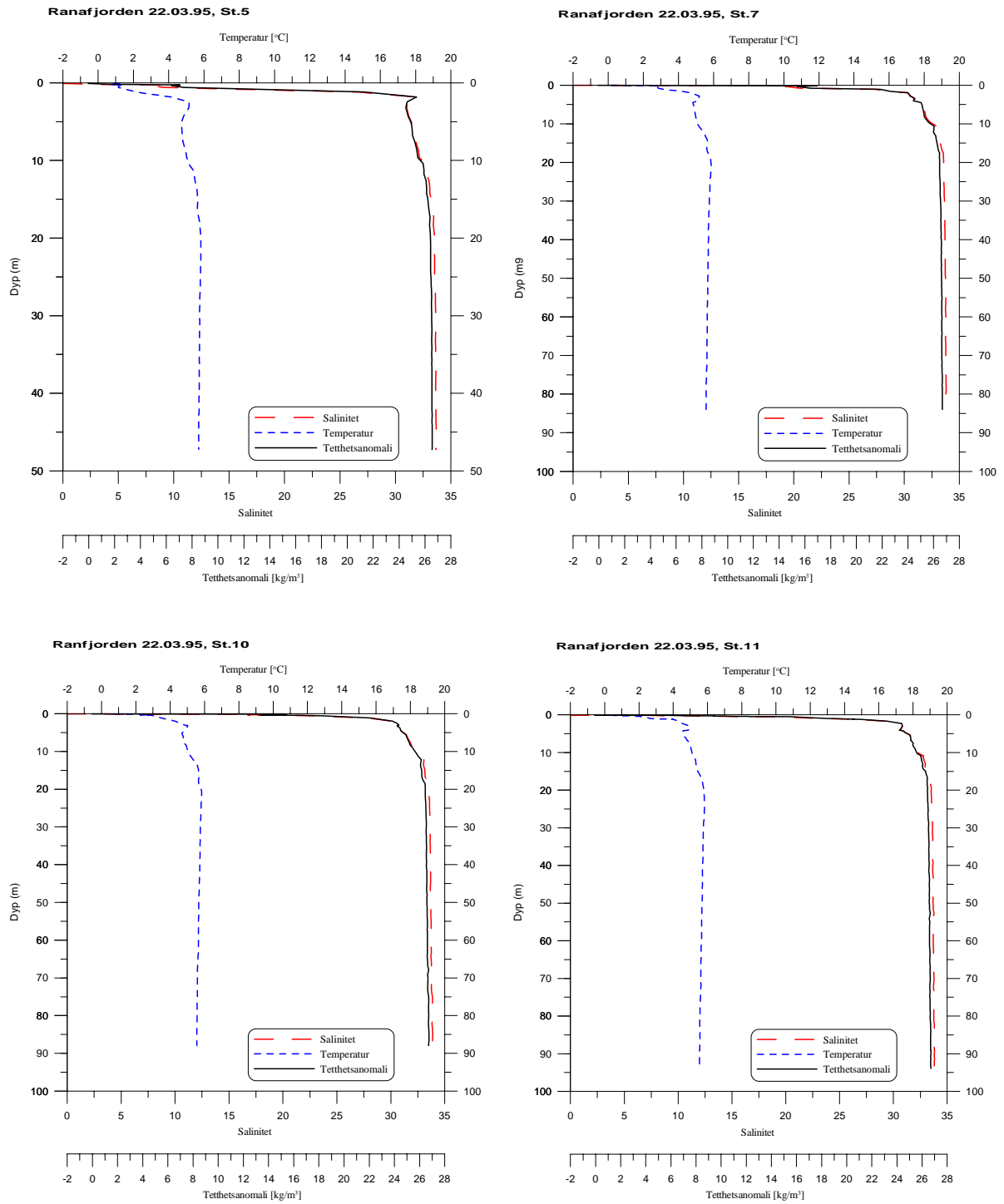
Figur 7. Hydrografimålinger 21.01.95.

4.3.4 Målinger 22. mars 1995

Målingene 22.04.95 som ble gjennomført på 8 stasjoner (St. Elva, 1, 2, 4, 6, 7, 10 og 11), viste at hele indre del av Ranfjorden hadde et tydelig 1-2 m tykt ferskvannspåvirket øvre vannlag. Temperaturen nær overflaten var meget lav (0-3°C), mens dypere ned hadde vannmassene samme temperatur som i januar (**Figur 8**).



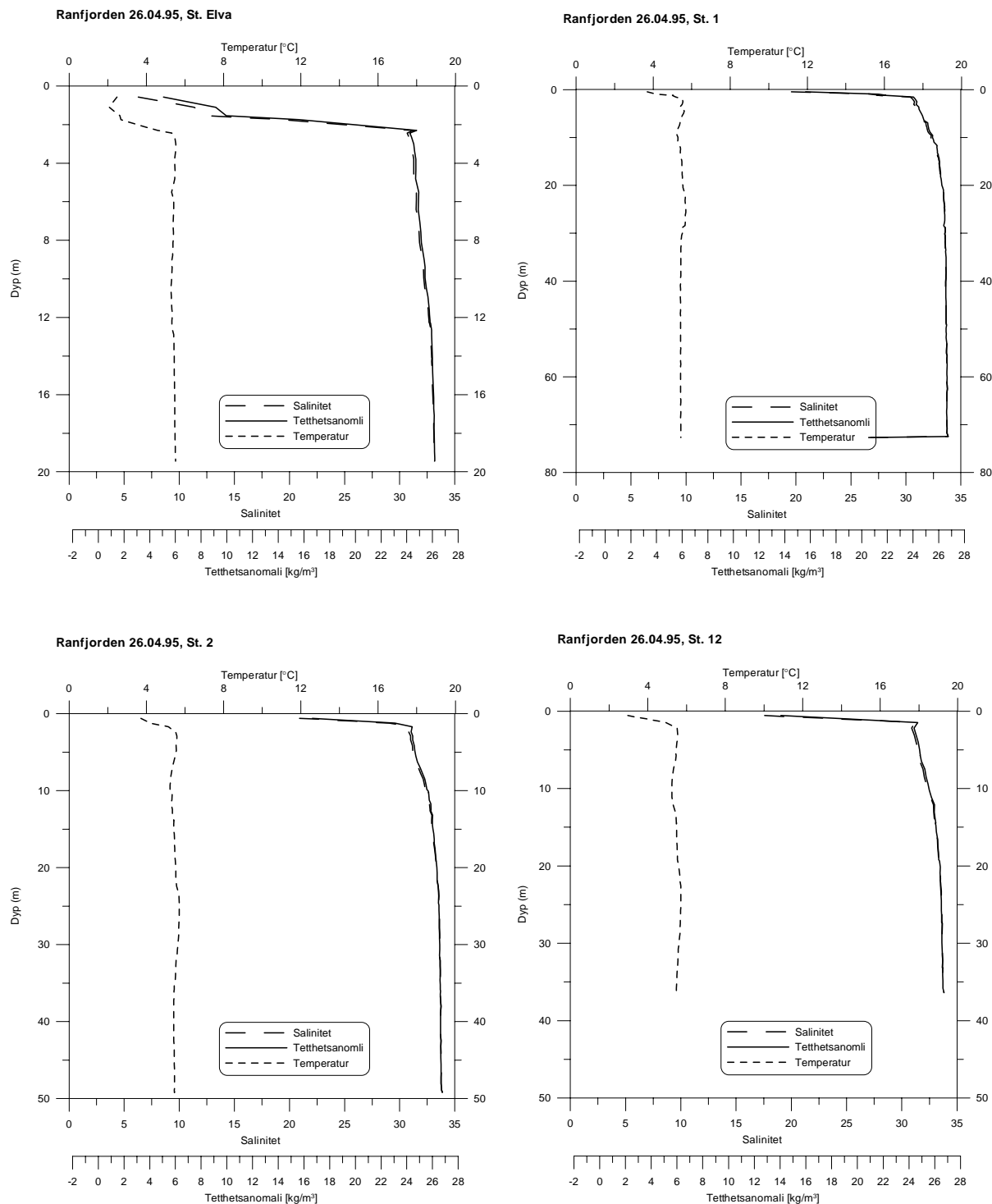
Figur 8. Hydrografimålinger 22.03.95.



Figur 8. Hydrografimålinger 22.03.95 (forts.).

4.3.5 Målinger 26. april 1995

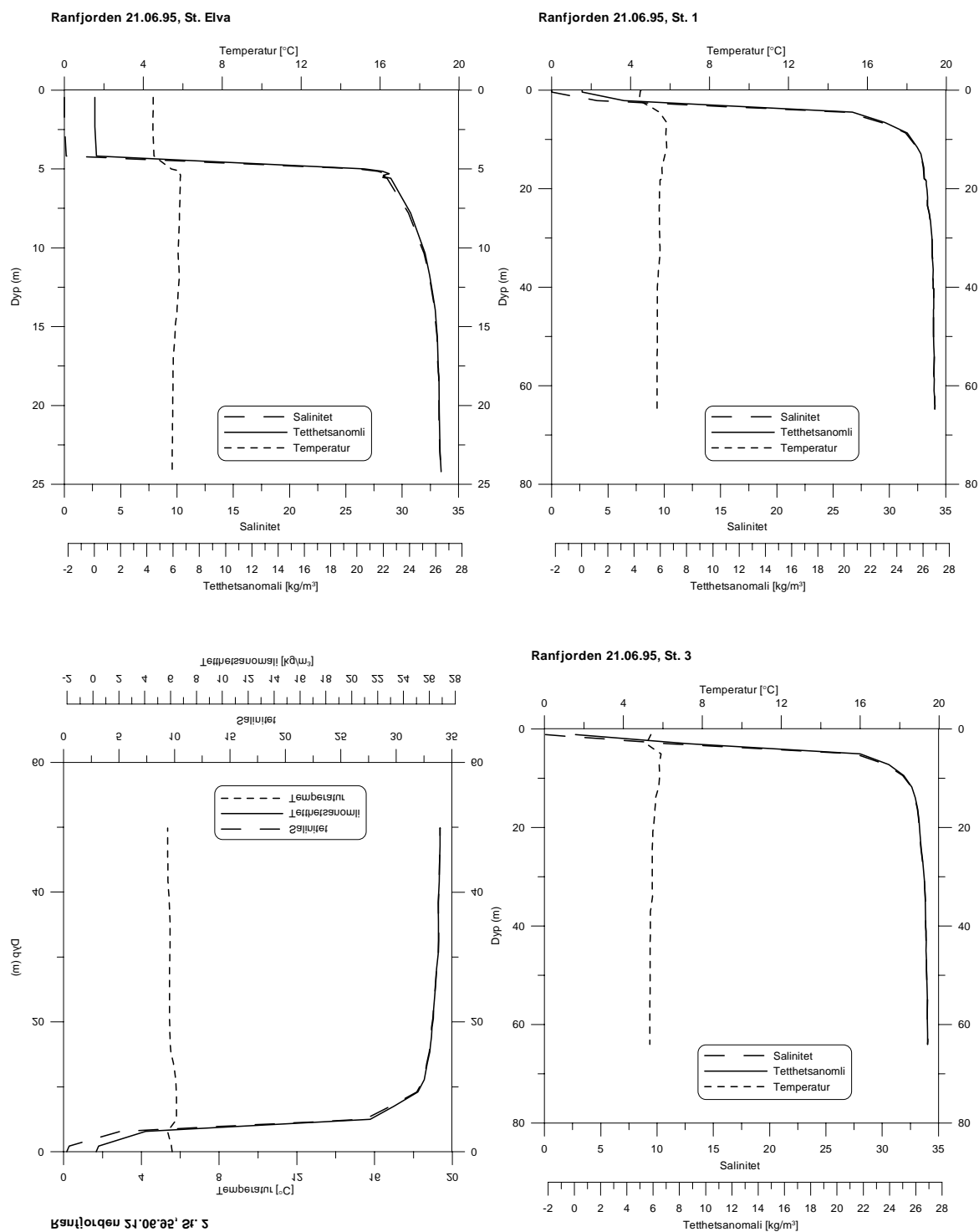
Salinitet og temperatur ble målt på 4 stasjoner (St. Elva, 1, 2 og 12) i slutten av april 1995. Et ca. 1 m tykt brakkvannslag ble registrert på stasjonene i fjorden, mens i elveutløpet ble målt et 2 m tykt sterkt ferskvannspåvirket lag som tyder på god vannføring i Ranaelva (**Figur 9**). Overflatetemperaturen hadde økt noe (2-4°C), mens temperaturen dypere ned i vannmassene holdt seg på samme nivå som tidligere på vinteren.



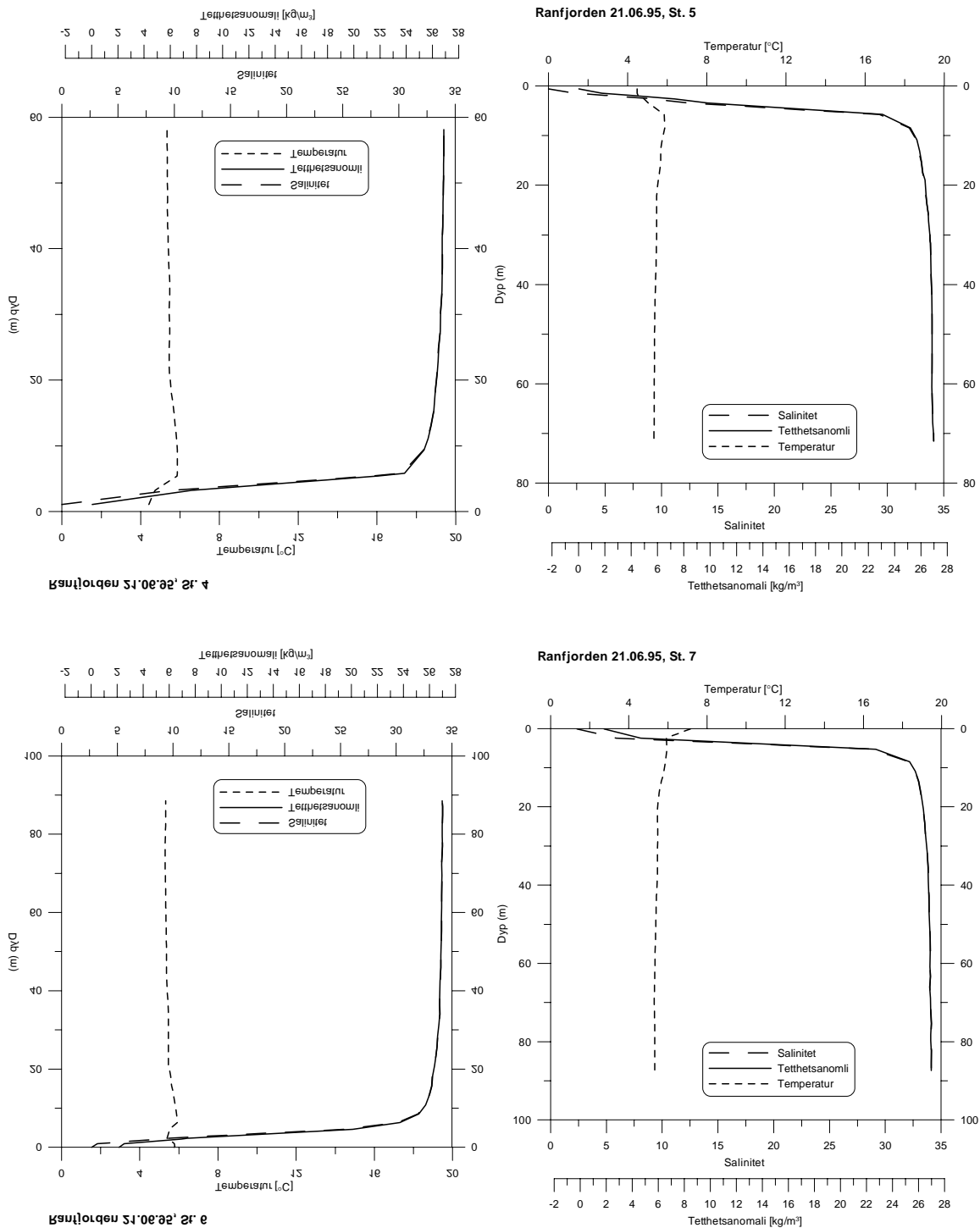
Figur 9. Hydrografimålinger 28.04.95.

4.3.6 Målinger 21. juni 1995

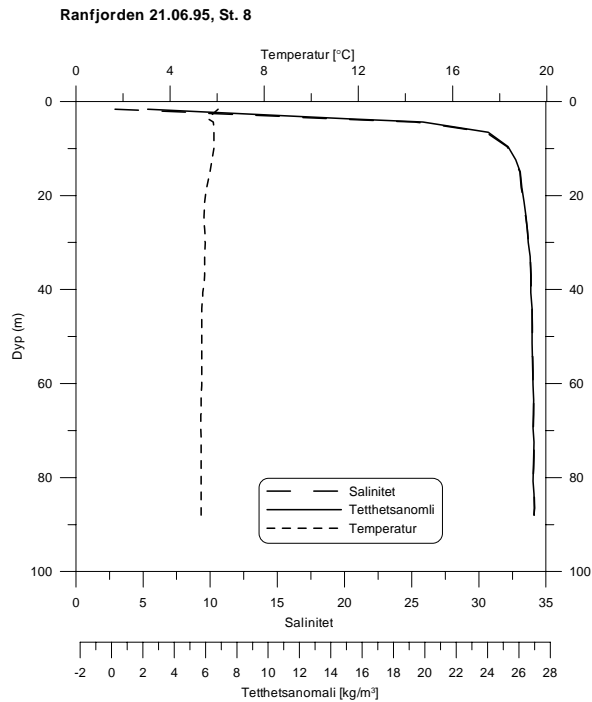
21. juni 1995 ble det gjennomført hydrografiske målinger på 9 stasjoner (St. Elva, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 og 8). Vannføringen i Ranaelva var stor, og dette førte til en kraftig ferskvannspåvirkning i hele indre del av Ranfjorden. Ved elveutløpet (St. Elva) var det et 4 meter tykt vannlag med salinitet litt lavere enn 2. I fjordområdet forøvrig hadde brakkvannslaget en tykkelse på 2-3 m. Overflatetemperaturen varierte mellom 4-6°C, mens dypere ned i vannmassene hadde temperaturen endret seg lite (**Figur 10**).



Figur 10. Hydrografimålinger 21.06.95.



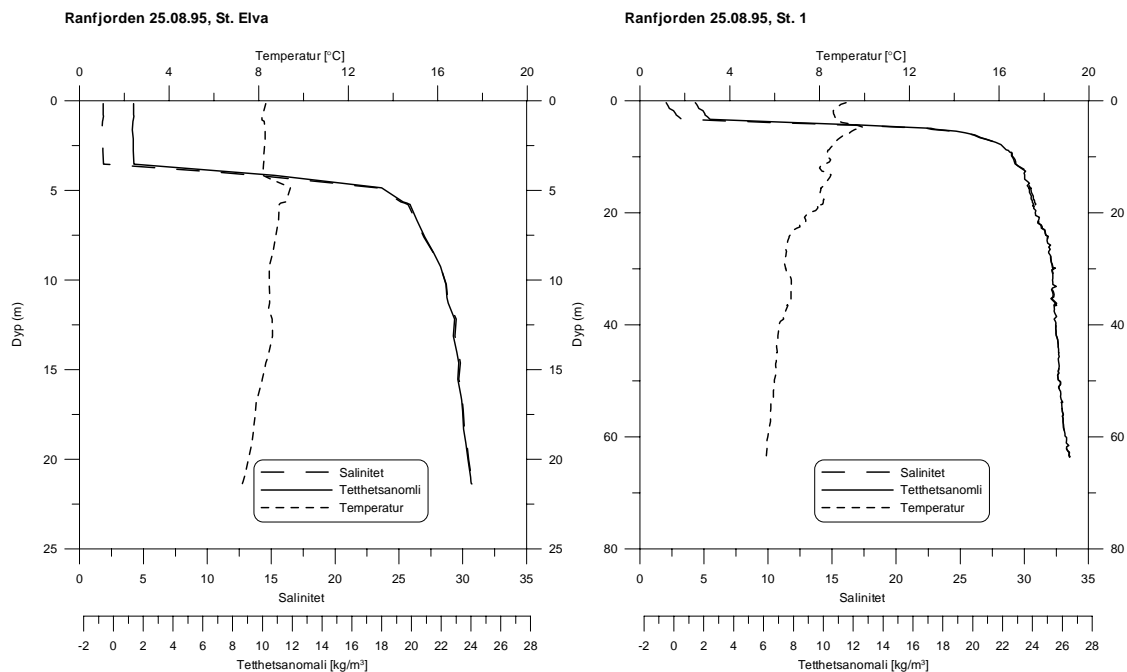
Figur 10. Hydrografimålinger 21.06.95 (forts.).



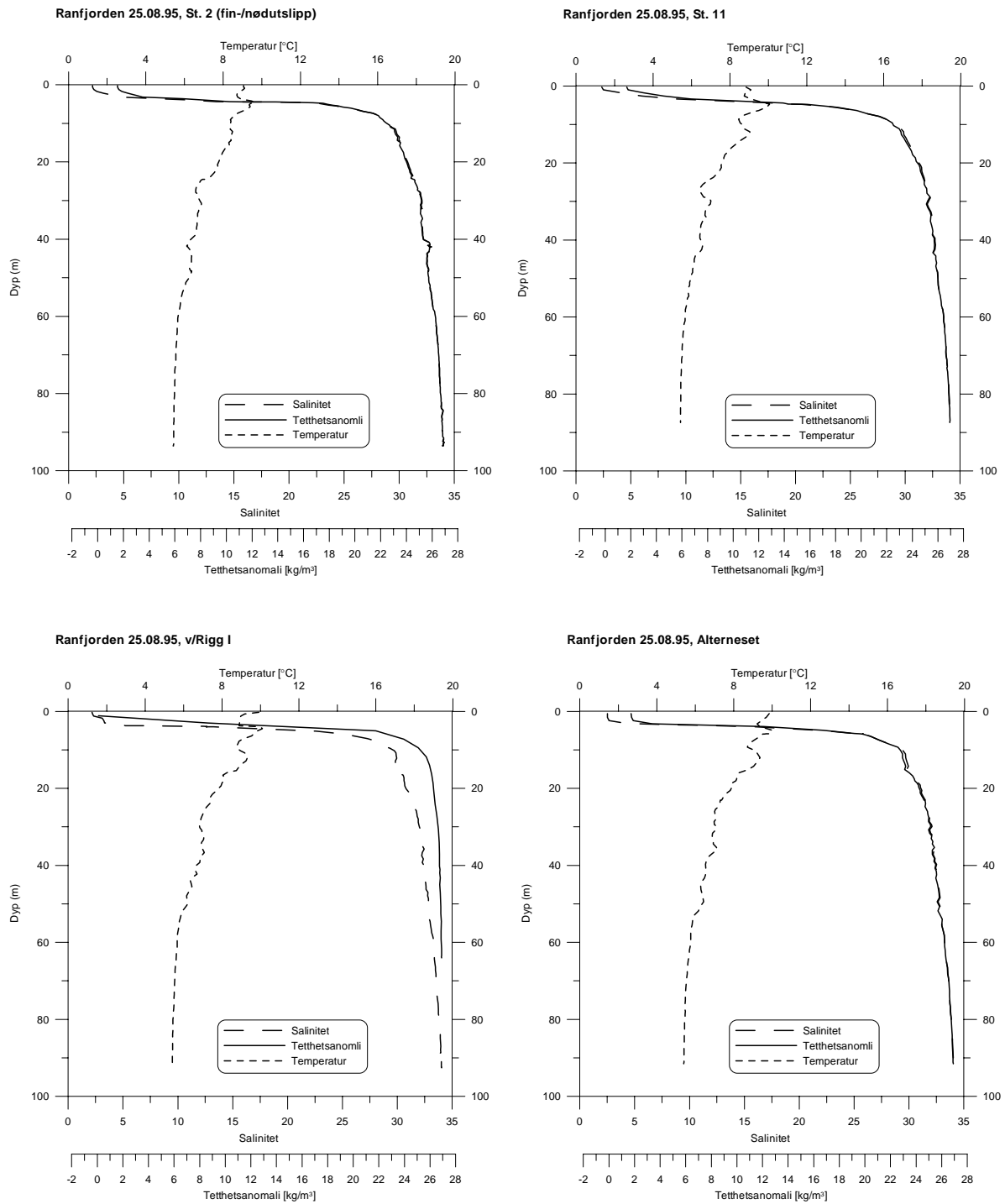
Figur 10. Hydrografimålinger 21.06.95 (forts.).

4.3.7 Målinger 26. august 1995

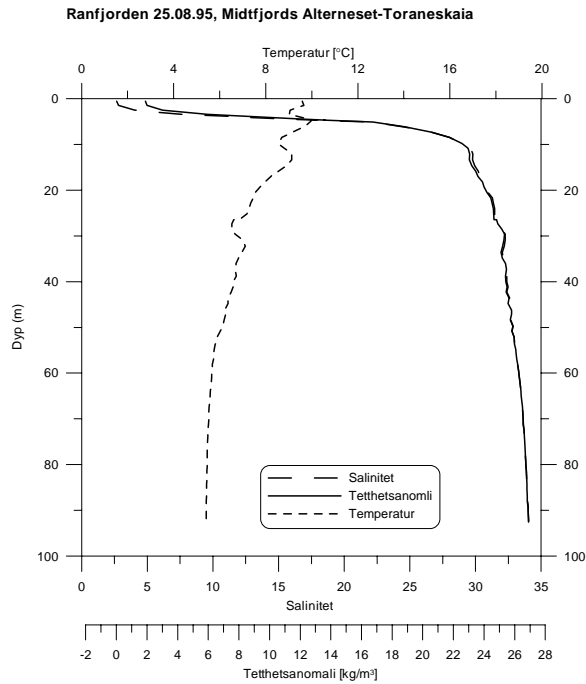
Målingene som ble 26. august 1995 gjort på 7 stasjoner (St. Elva, 1, 2, 11 + 3 andre stasjoner), viste at det i hele indre del av Ranfjorden var et 5-7 m tykt overflatelag sterkt påvirket av ferskvann (**Figur 11**). Temperaturen i dette øvre vannlaget lå mellom 8 og 10°C. Under overflatelaget og ned til ca. 60 m hadde vannmassenes temperatur økt noe (6-8°C), og vannmassenes tetthet var redusert hovedsakelig som følge av redusert salinitet.



Figur 11. Hydrografimålinger 26.08.95.



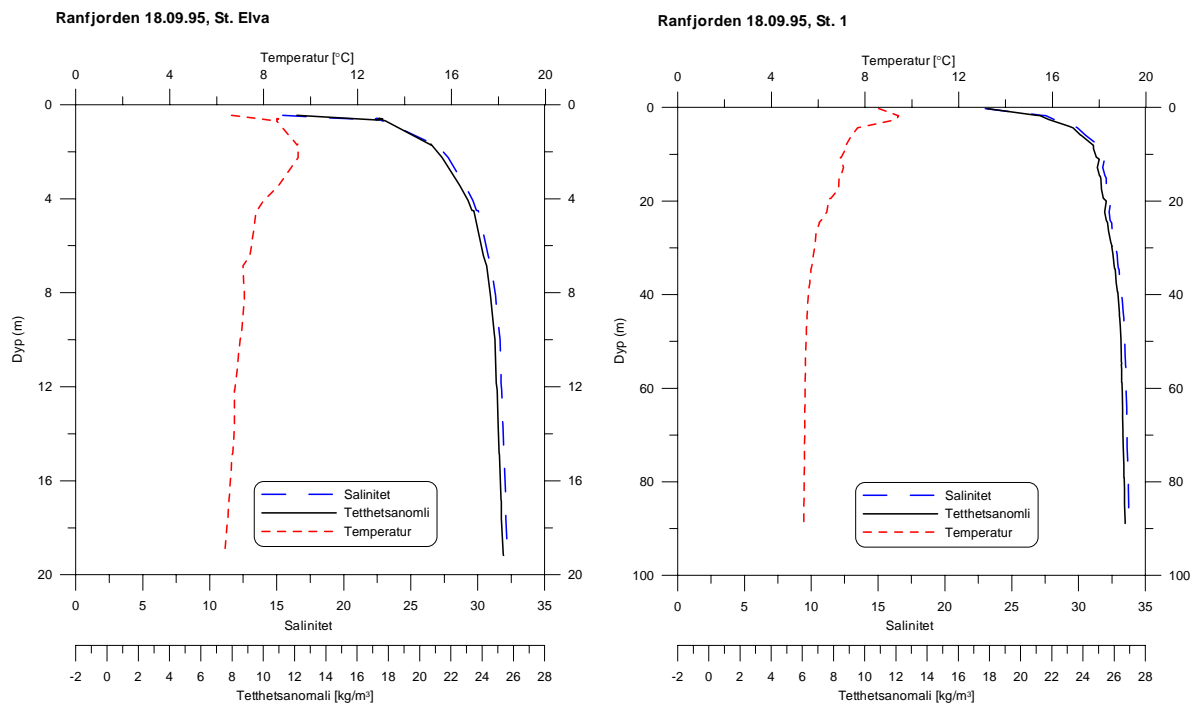
Figur 11. Hydrografimålinger 26.08.95 (forts.).



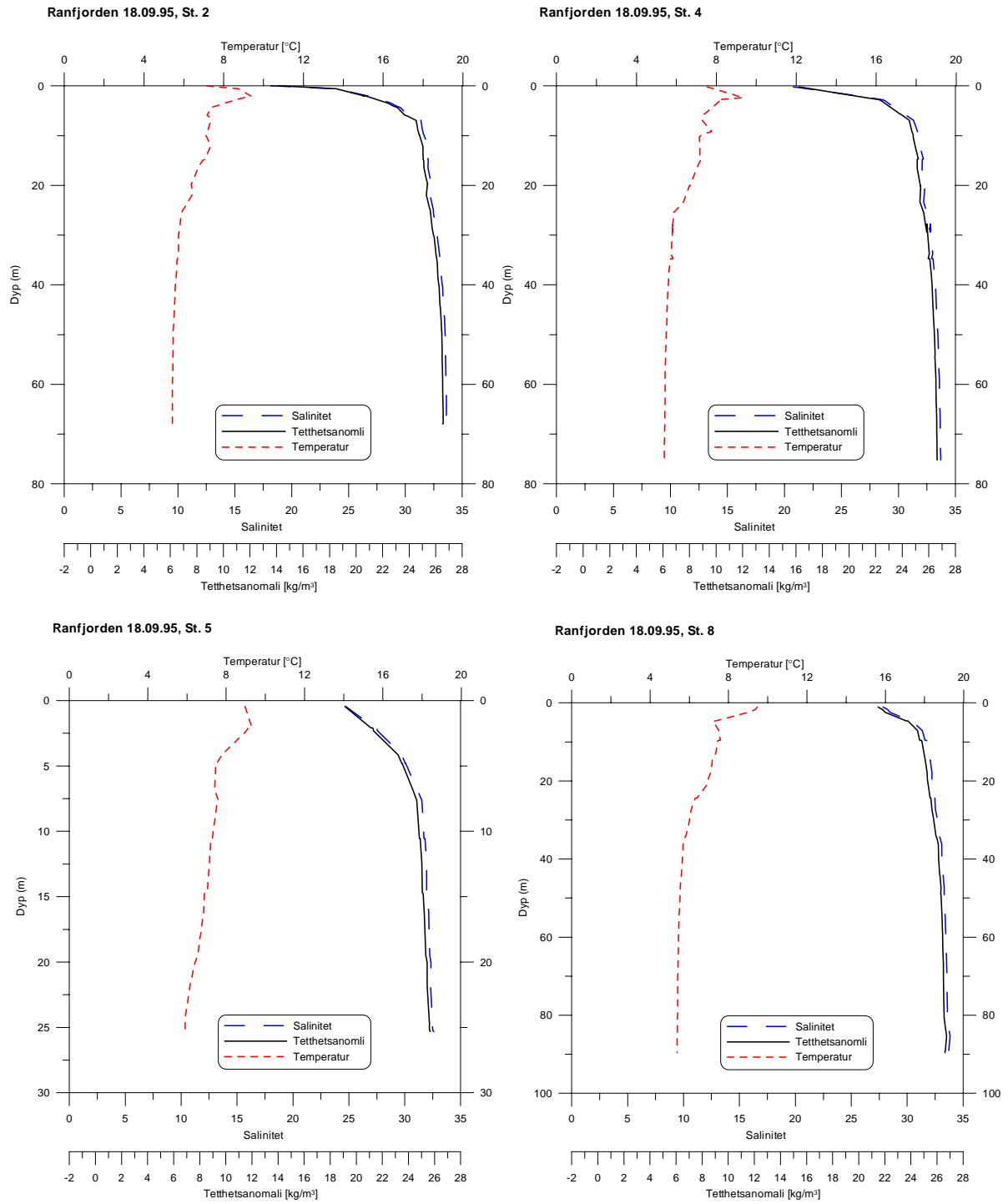
Figur 11. Hydrografimålinger 26.08.95 (forts.).

4.3.8 Målinger 18. september 1995

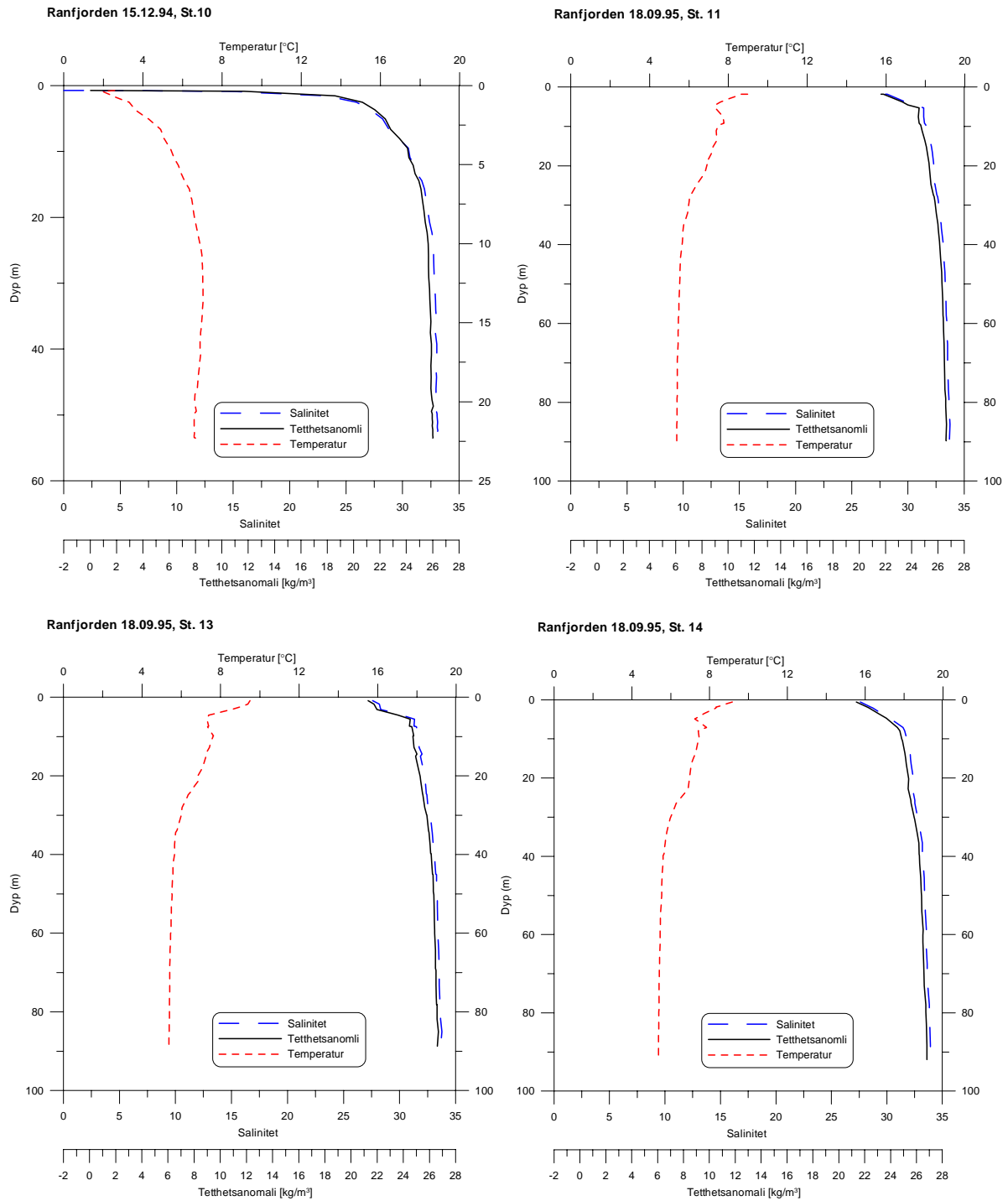
De siste hydrografimålingene ble gjennomført 18. september 1995 på 10 stasjoner (St. Elva, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 11, 13 og 14). Et tynt brakkvannslag ble registrert i hele det indre fjordområdet (**Figur 12**). På stasjonene nærmest elveutløpet ble høyeste temperatur (ca. 9°C) målt på 2 m dyp, sannsynligvis som et resultat av at temperaturen i Ranaelva var lavere enn temperaturen i overflatevannet i fjorden.



Figur 12. Hydrografimålinger 18.09.95.



Figur 12. Hydrografimålinger 18.09.95 (forts.).



Figur 12. Hydrografimålinger 18.09.95 (forts.).

4.4 Diskusjon

Ranaelva tilfører indre del av Ranfjorden store mengder ferskvann som blander seg med sjøvann og tidvis danner et flere meter tykt brakkvannslag. I flomperioder i Ranaelva (eksempelvis juni 1995) blir dette brakkvannslaget tykt og strekker seg langt utover fjorden. Om vinteren når vannføringen i elva er liten, er brakkvannslaget tynt og har liten utstrekning.

Overflatetemperaturen i indre del av fjorden er sterkt påvirket av elvevannets brevanntemperatur og er derfor lav ($<10^{\circ}\text{C}$) gjennom hele året.

Lav salinitet (saltholdighet) og lav overflatetemperatur hele året gjennom skaper stor stabilitet i vannmassene og dermed liten vertikal omrøring i den øvre delen av vannsøylen.

5. Transmisjon

5.1 Transmisjonsmålinger

5.1.1 Metodikk

Transmisjonsmålinger ble utført for å bestemme spredningen av små partikler fra avgangens finfraksjon til vannmassene i resipienten. Slike optiske målinger gir normalt en god beskrivelse av partikkelfordelingen i vannmassene.

Målingene ble foretatt med et transmisjonsmeter (Q-instrument) som måler vannets gjennomskinnelighet (transmisjon) ved en bølgelengde på 660 nm (rødt lys). Transmisjonen ble målt fra overflate til bunn eller til maksimum 90 m på de dypeste stasjonene. Transmisjonsverdiene er omregnet slik at de uttrykker den totale svekningskoeffisienten (c_{660} , m^{-1}) som inkluderer vannets egensvekning og svekningen til oppløste og partikulære komponenter.

Det ble videre målt siktedyp med en Secchi-skive (diameter = 20 cm), og vannprøver ble innsamlet med en 5 l Niskin vannhenter. Vannprøvene ble analysert med hensyn på turbiditet (Turb) med et Hach-turbidimeter (mod. 2100A) etter Norsk standard. Totalt suspendert materiale (TSM) ble bestemt gravimetrisk med bruk av nucleoporefilter (0,4 μm) og en Sartorius mikrovekt.

Stasjonsplassering for målinger av transmisjon i 1994-95 er vist på **Figur 4**. En oversikt over målestasjoner og måletidspunkt fremgår av **Tabell 3**, og data for turbiditet, suspendert materiale og siktedyp er gjengitt i **Tabell 4**.

Transmisjonsmålinger er ikke utført på alle stasjoner på hvert tokt, men med unntak av første tokt ble det gjennomført målinger på St. Elva og St. 1 og 2. De to førstnevnte stasjonene ligger like ved hovedutslippet for grovfraksjon på 25 m dyp, mens St. 2 ligger ved det mindre utslippet for finfraksjon.

Tabell 3. Oversikt over tokt og stasjoner med transmisjonsmålinger.

Stasjon	Elva	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Anm.
Dato																
8. nov. 1994					x					x						
15. des. 1994	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x				
25. jan. 1995	x	x	x	x												
22. mar. 1995	x	x	x	x		x		x			x	x				
26. apr. 1995	x	x	x	x									x			
21. jun. 1995	x	x	x	x	x	x	x	x	x							
25. aug. 1995	x	x	x									x				1)
18. sep. 1995	x	x	x		x	x			x		x			x	x	

1) Flere ekstrastasjoner

Tabell 4. Oversikt over turbiditet (FTU) og mengde suspendert materiale (TSM) for prøver tatt under transmisjonsmålingene.

Dato	Stasjon	Kl	Siktedyp (m)	Prøvedyp (m)	Salt (PSU)	Temp. (°C)	Turb (FTU)	TSM (mg/l)
15-des-94	St. Elva	14:10		0,5			0,42	0,88
	St. Elva			19,0			4,30	7,46
	St.1	14:25		0,5			0,49	1,20
	St.1			13,5			3,40	3,40
	St.2	14:40		0,5			1,00	1,47
	St.2			17,5			6,90	16,9
	St.3	15:00		0,0			0,63	1,47
	St.3			38,5			2,10	2,40
	St.5	11:30	6,0	0,5			0,43	
	St.5			8,5			0,51	0,76
	St.7	11:55	6,5	0,5			0,58	
	St.7			39,0			2,30	2,49
	St.8	10:55	6,0	0,5			0,44	
	St.8			8,5			0,57	1,09
	St.9	13:25	7,0	0,5			0,63	
	St.9			43,0			4,10	7,29
	St.10	12:40	6,5	0,5			0,57	
	St.10			54,0			2,80	4,34
St.11	10:00	6,0	0,5			0,56		
St.11			18,0			1,60	1,19	
25-jan-95	St. Elva	15:00	7,0		24,44	-0,27		
	St. Elva			14,0			0,83	1,53
	St.1	15:20			31,51	5,58		
	St.1			8,0			2,9	7,35
	St.1			46,0			8	21,99
	St.2	15:40			32,48	5,53		
	St.2			3,8			15	19,90
	St.2			38,5			3,7	6,53
22-mar-95	St. Elva	16:00			8,89	1,35		
	St.1	16:25	7,0		19,72	2,23		
	St.2	16:45	8,0	0,0	22,84	2,69	2,1	3,75
	St.2			14,5			1,6	2,13
	St.3	17:00			23,46	1,94		
	St.3			90,0			0,36	0,85
	St.5	17:30			21,19	1,85		
	St.5			14,0			1,6	2,27
	St.7	18:40			26,25	3,09		
	St.7			13,5			-	-
	St.10	18:20			26,66	3,37		
St.10			14,0			0,41	-	
St.11	17:55			23,86	2,86			
26-apr-95	St. Elva	12:10	6,0	0,0			0,35	0,39
	St.1	12:25	4,0	0,0			0,45	0,51
	St.2	12:40	3,5					
	St.3	13:00	5,5					

- = analyseresultater mangler

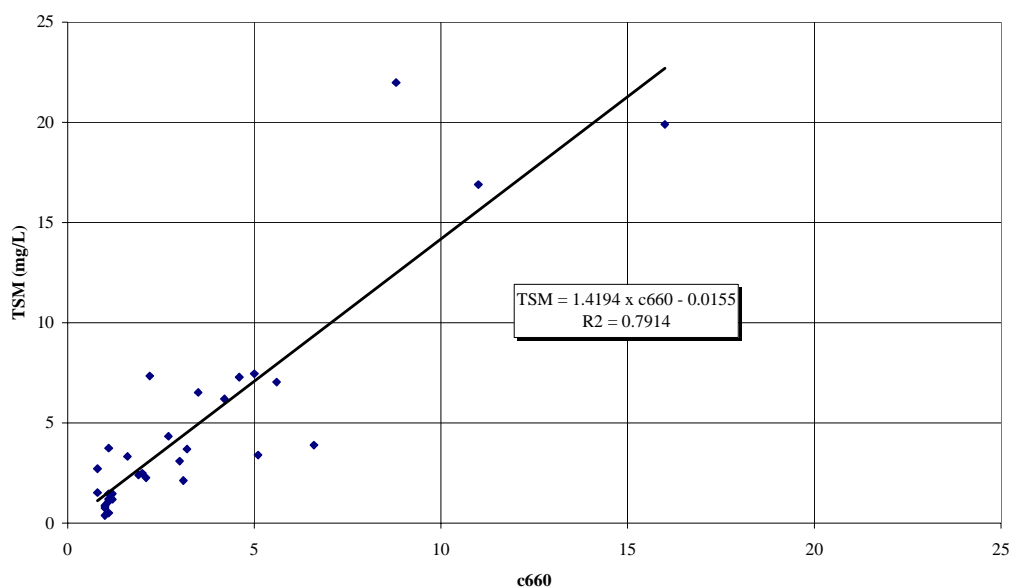
Tabell 4. Oversikt over turbiditet (FTU) og mengde suspendert materiale (TSM) for prøver tatt under transmisjonsmålingene (forts.).

Dato	Stasjon	Kl	Siktedyp (m)	Prøvedyp (m)	Salt (PSU)	Temp. (°C)	Turb (FTU)	TSM (mg/l)
21-jun-95	St. Elva	11:25	2,8	0,0			1,70	3,33
	St.1	11:50	2,8					
	St.2	12:00	3,0					
	St.2			20,0			2,00	3,90
	St.3	12:15	3,2					
	St.3			15,0			4,80	-
	St.4	12:30	3,0					
	St.5	13:15	3,0					
	St.6	13:20	3,4	4,0			-	-
25-aug-95	St.7	13:40	3,6					
	St.8	14:55	3,0	45,0			-	-
	St. Elva	13:30	1,2	0,0			4,80	6,20
	St.1	13:50	1,5	25,0			3,90	7,04
	St.2	17:55	1,5	24,5			1,40	3,70
	St.2			33,0			1,40	2,72
	St.11	17:30	1,4					
	Rigg I	16:20	1,4					
	Alt/Rigg I	16:35	1,5					
18-sep-95	Alterneset	16:45	1,5					
	Alterneset/Toraneskaia	17:10	1,5	28,0			2,90	3,10
	St. Elva	13:20	4,6					
	St. 1	13:20	4,9					
	St. 2	13:46	4,6					
	St. 4	14:00	5,0					
	St. 5	14:12	5,3					
	St. 8	14:40	4,5					
	St. 11	14:55	5,0					
St. 13	14:25	5,0						
St. 14	15:10	4,5						

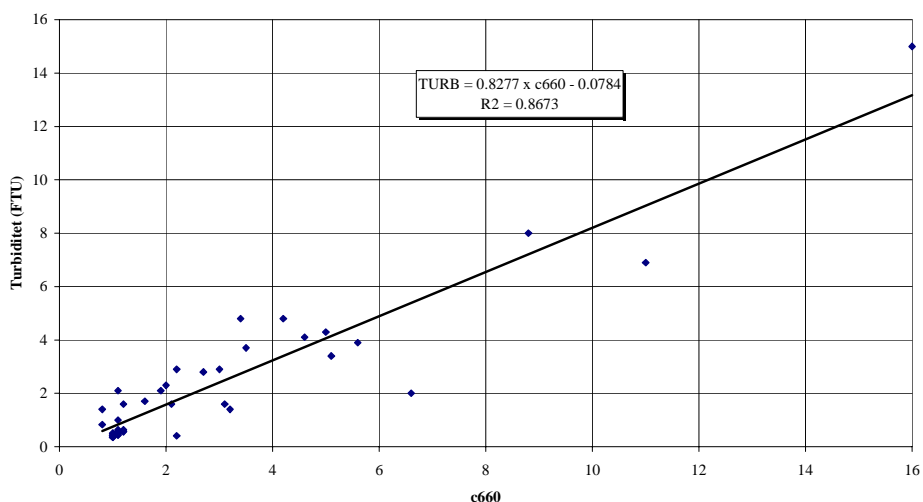
- = analyseresultater mangler

5.2 Vurdering av transmisjonsfordelinger og spredning

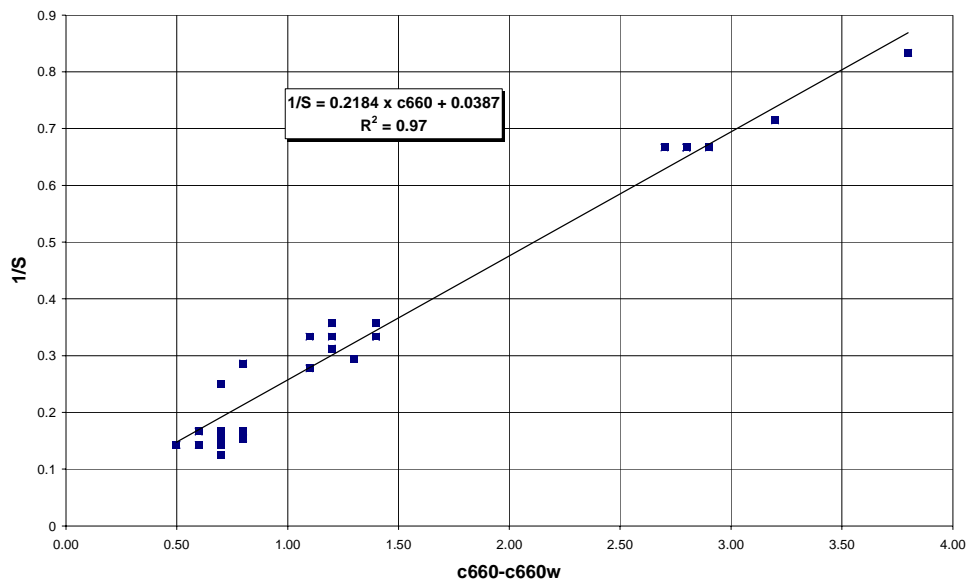
På grunn av skarpe gradienter i vannmassene med hensyn til partikler og horisontale variasjoner i partikkelkonsentrasjonene har det tidvis vært vanskeligheter med å ta ut prøver på riktig dyp for sammenligning mellom *in situ* transmisjonsdata og måling av turbiditet. Dette gir seg utslag i noe manglende linearitet i punktene på plottene. På grunnlag av de eksisterende data er sammenhengen mellom c660 (total svekningskoeffisient) og TSM (totalt suspendert materiale) (**Figur 13**) og mellom c660 og turbiditet (**Figur 14**) beregnet. Ser man på de målinger som er foretatt i overflaten, og sammenligner disse med det inverse siktedypet, som er et godt uttrykk for partikkelmengden, ser man en bedre korrelasjon (**Figur 15**). Dette styrker mistanken om at prøvetakingen i tynne vannsjikt med høye partikkelkonsentrasjoner har vært vanskelig på store dyp.



Figur 13. Sammenhengen mellom total svekningskoeffisient (c660) og totalt suspendert materiale (TSM).



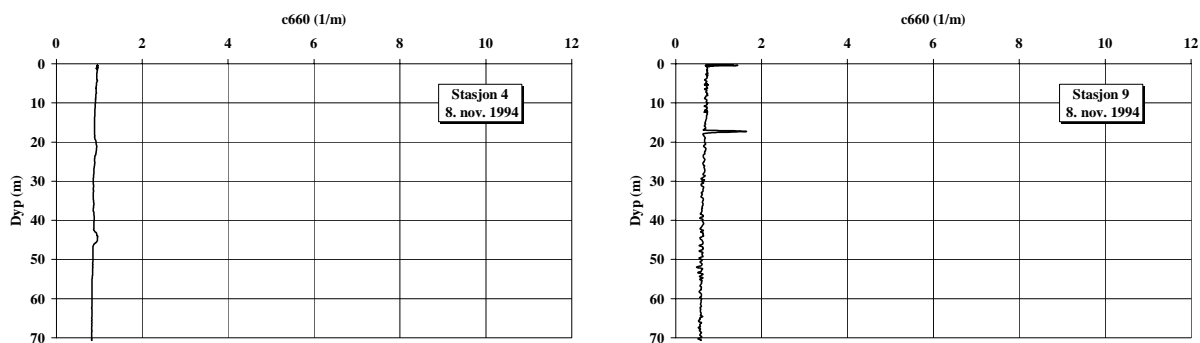
Figur 14. Sammenhengen mellom turbiditet (Turb) og total svekningskoeffisient (c660).



Figur 15. Sammenhengen mellom total svekningskoeffisient korrigeret for rent vann (c660 - c660w) og det inverse siktedypet (1/S).

5.2.1 Tokt 8. november 1994

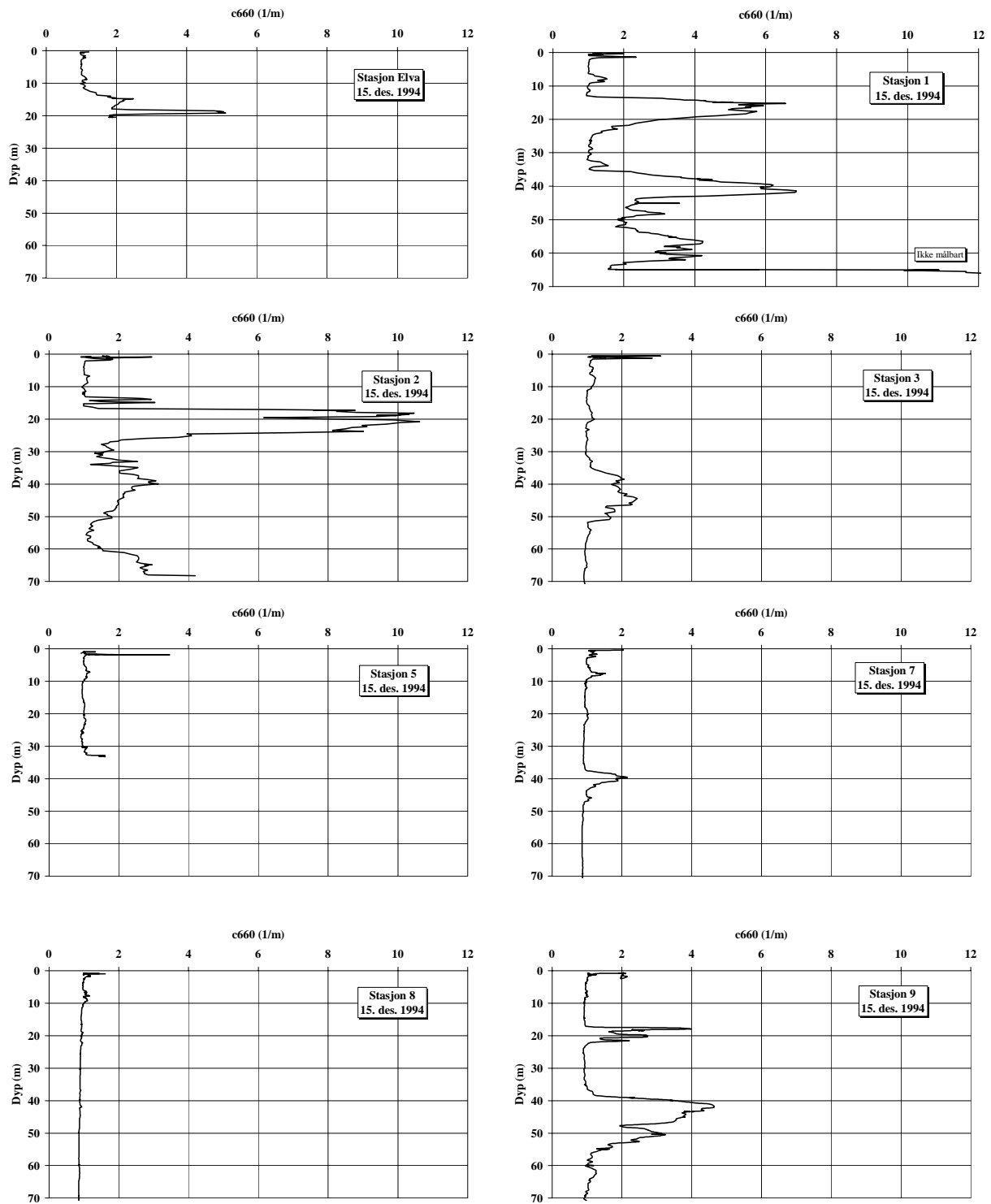
Det ble foretatt transmisjonsmålinger på 2 stasjoner (St. 4 og 9). På stasjon 4 ble det registrert spor av utslippet i 45 m dyp, og på stasjon 9 ble et tynt partikkellag registrert på 18 m dyp (**Figur 16, Tabell 5**).



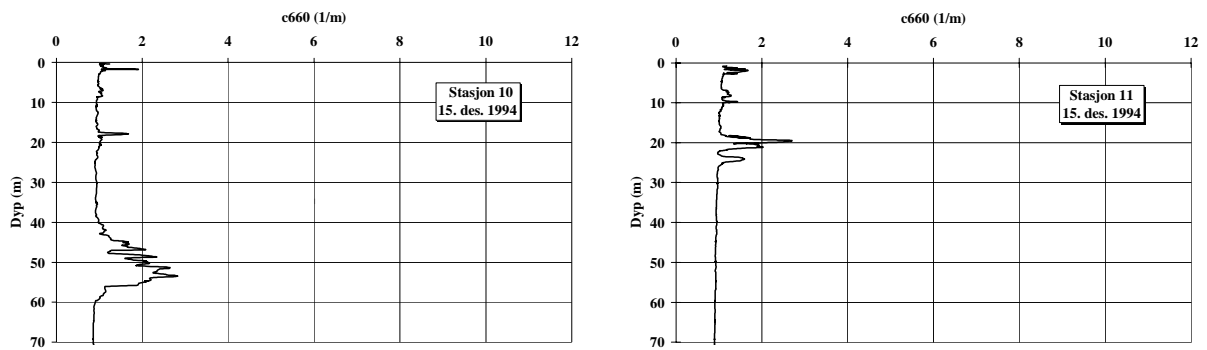
Figur 16. Transmisjonsmålinger 8. november 1994.

5.2.2 Tokt 15. desember 1994

Toktet var mer omfattende enn toktet i november og dekket nesten samtlige stasjoner i området. Det var på dette tidspunkt et tydelig partikkellag på 18-20 m dyp på stasjonene Elva, 1, 2, 9 og 11. Området helt ut til st. 11 (jfr. **Figur 4**) og de nordlige deler av "fjorden" var påvirket av utslippet. Det var ytterligere et partikkellag i 40-50 m dyp på stasjonene 1, 2, 3, 9 og 10. Stasjon 7 var noe mindre påvirket, mens stasjonene 5 og 8 var lite påvirket (**Figur 17**).



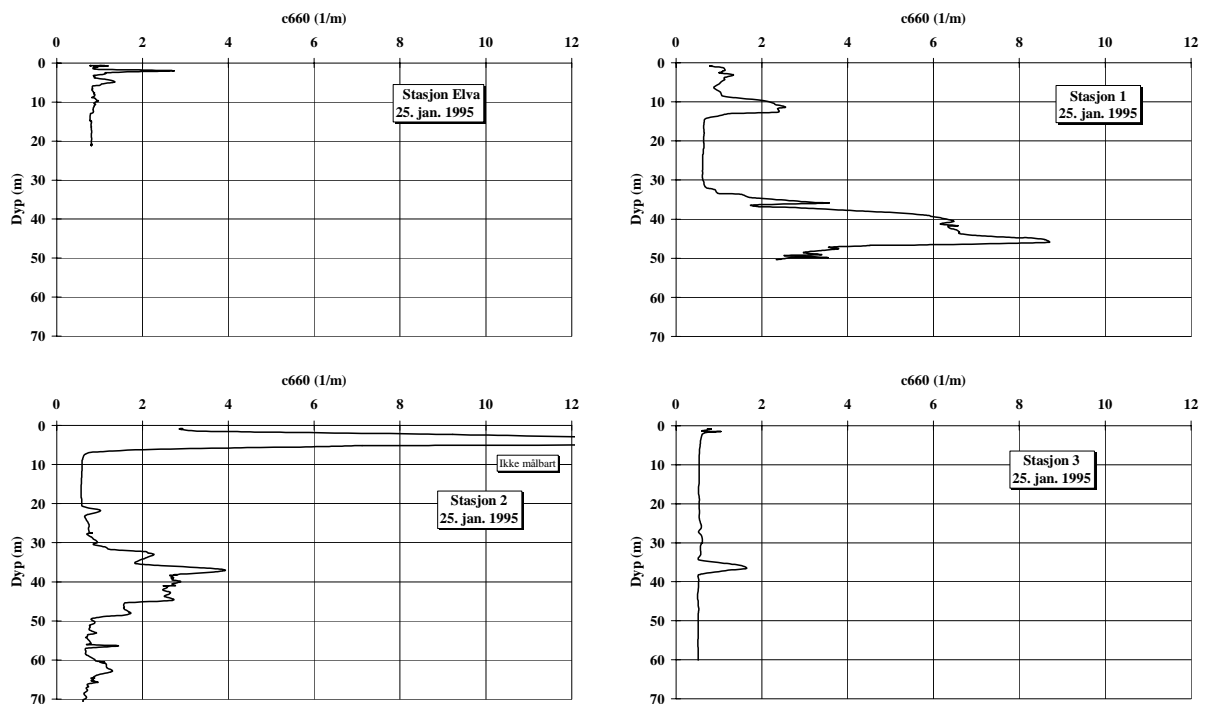
Figur 17. Transmisjonsmålinger 15. desember 1994.



Figur 18. Transmisjonsmålinger 15. desember 1994. (forts.)

5.2.3 Tokt 25. januar 1995

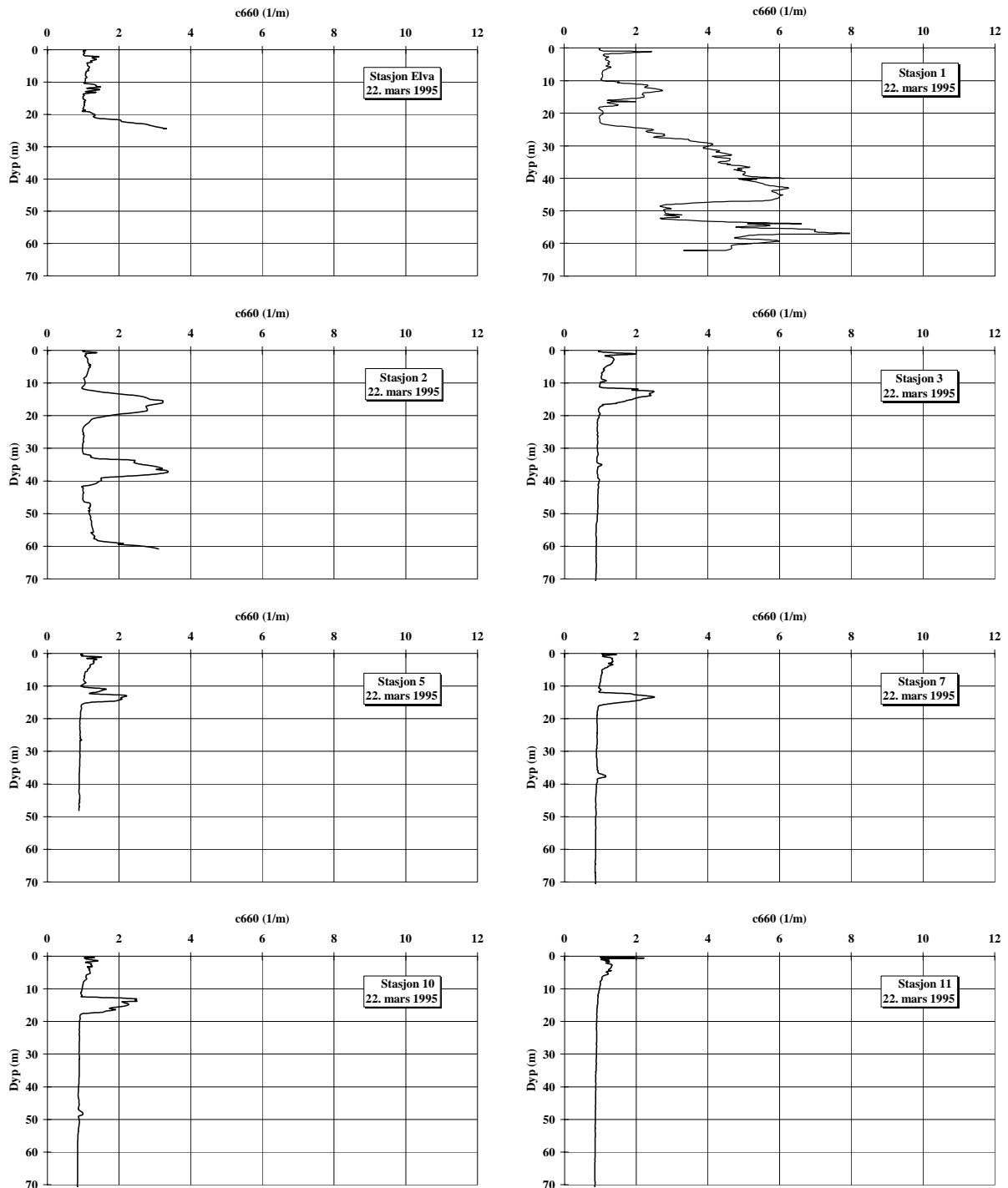
Transmisjonsmålingene gjennomført 25. januar viste at stasjonene 1 og 2 var påvirket av utslippet for finfraksjon med en innlagring av partikler rundt 5 m dyp. Begge stasjonene var også sterkt påvirket av dyputslippet for grovfraksjon med høye partikkelkonsentrasjoner i vannsjiktet mellom 35-45 m dyp (**Figur 19**), mens stasjon 3 var påvirket kun i begrenset grad.



Figur 19. Transmisjonsmålinger 25. januar 1995.

5.2.4 Tokt 22. mars 1995

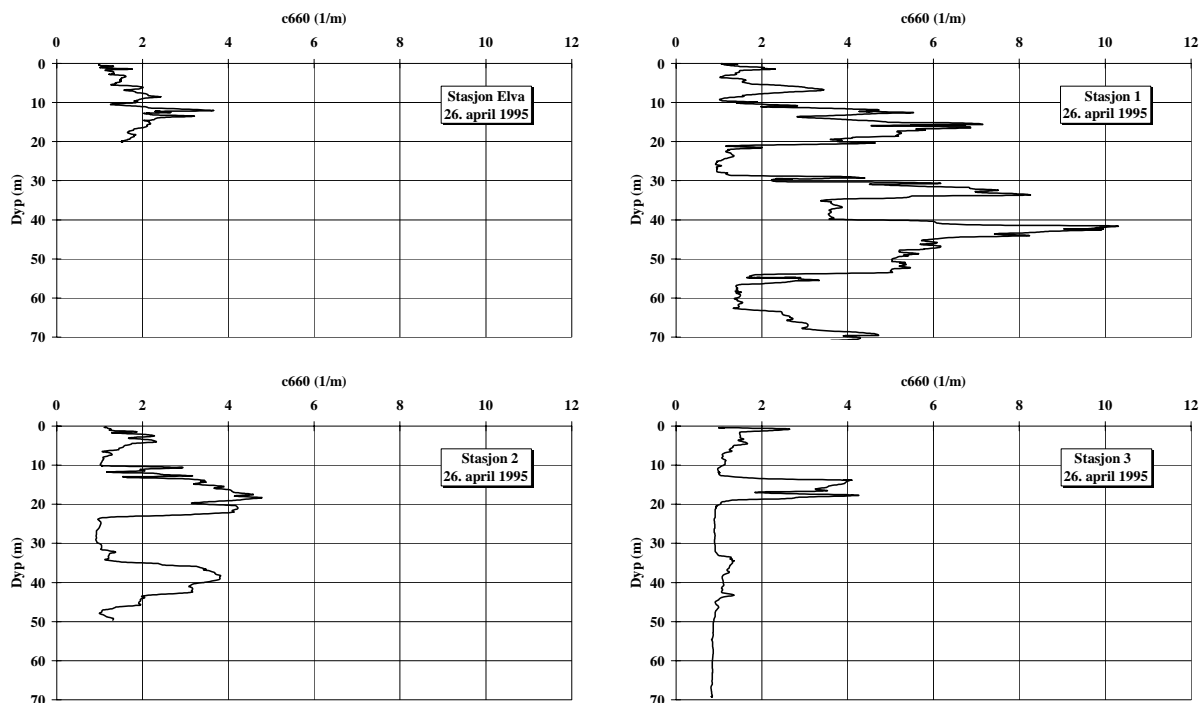
På dette toktet ble det registrert tydelige spor av utslippet for finfraksjon på stasjonene 1, 2, 3, 5, 7 og 10. Redusert transmisjon på grunn av partikler fra dyputslippet ble funnet på stasjonene 1 og 2. På stasjonene 7 og 10 ble det målt redusert transmisjon kun i tynne sjikt på henholdsvis ca. 40 og 50 meter. På stasjon 11 ble det på dette tidspunktet ikke funnet spor av noen av utslippene (**Figur 20**).



Figur 20. Transmisjonsmålinger 22. mars 1995.

5.2.5 Tokt 26. april 1995

I april ble det registrert mye partikler på ca 10-20 m dyp på samtlige av de fire målte stasjonene (Elva, 1, 2 og 3). På stasjonene 1 og 2 ble det i tillegg registrert partikkelansamlinger på 35-50 m dyp (**Figur 21**).



Figur 21. Transmisjonsmålinger 26. april 1995.

5.2.6 Tokt 21. juni 1995

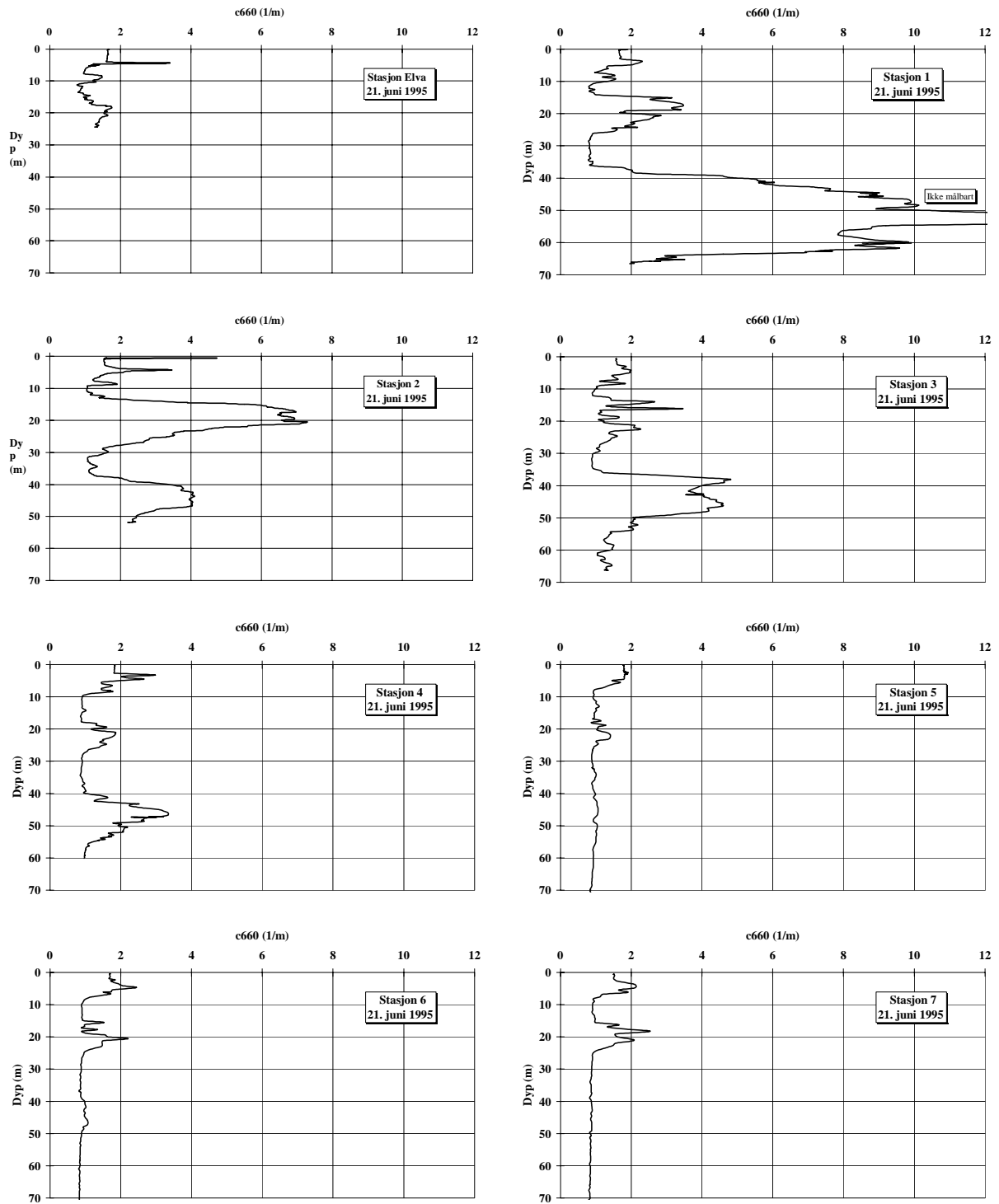
På flere av stasjonene ble det funnet partikkelansamlinger på 2 dyp (15-20 m og 40-60 m) (**Figur 22**). På 50-55 m på stasjon 1 var partikkelkonsentrasjonen større enn målbart på transmisjonsmeteret. Begge utslippene var detekterbare på alle stasjonene helt ut til stasjon 8 hvor målingene viste høye partikkelkonsentrasjoner.

5.2.7 Tokt 25. august 1995

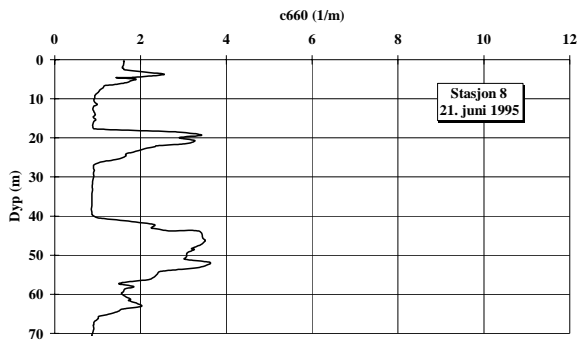
På stasjonene 1 og 2 ble partikler fra de to utslippene registrert på henholdsvis 20-30 m og 40 m (**Figur 24**). En del partikler ble også registrert i overflatelaget. Disse partiklene stammet sannsynligvis fra elvevannet. På dette toktet ble det foretatt målinger på ekstra stasjoner på tvers av fjorden fra Altneset til Toraneskaia (jfr. **Figur 4**). På flere av stasjonene kunne partikler fra det øvre utslippet registreres på ca. 25 meters dyp.

5.2.8 Tokt 18. september 1995

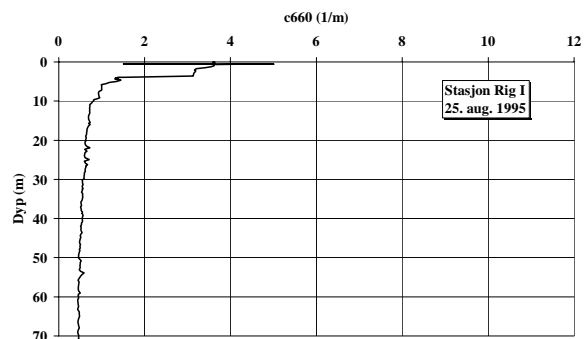
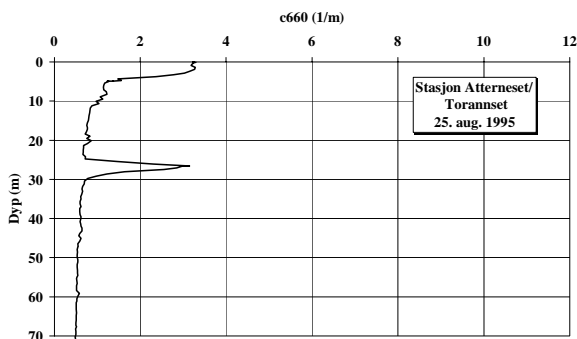
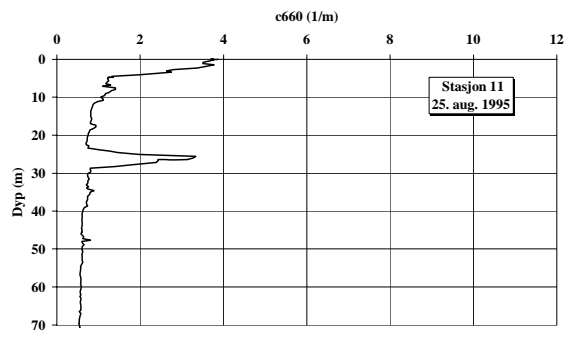
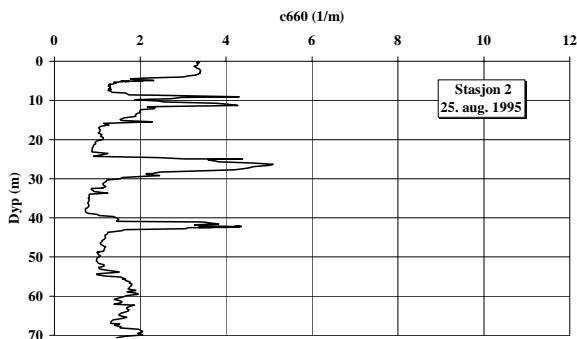
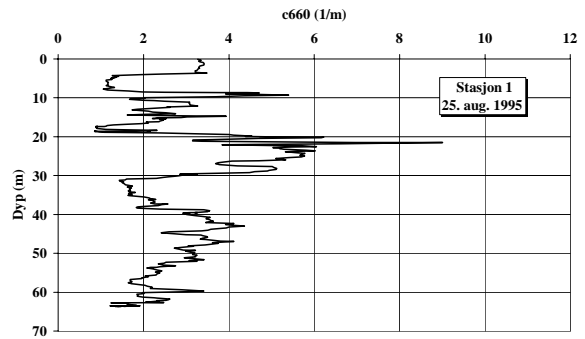
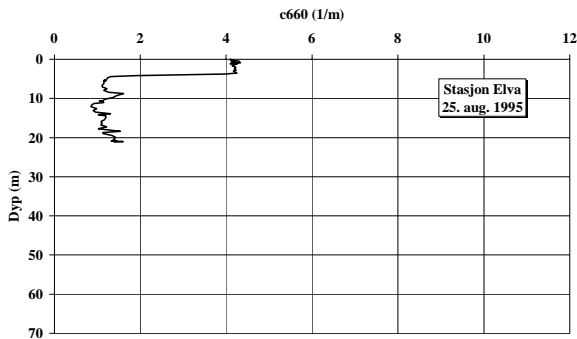
Målingene viste stort sett lave partikkelmengder, men en liten reduksjon i transmisjonen ble målt på 18 m dyp på st. Elva og på 30 m på st. 1, 2, 4 og 5 (**Figur 26**). Redusert transmisjon nær overflaten kan skyldes høye konsentrasjoner av planteplankton.



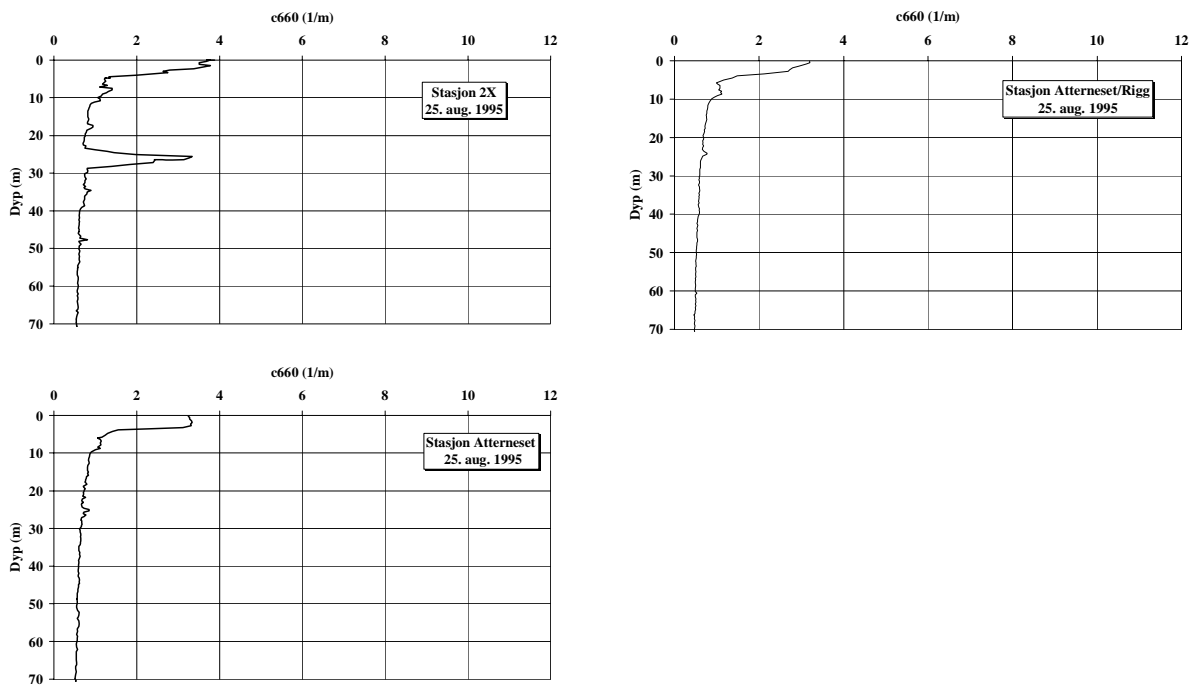
Figur 22. Transmisjonsmålinger 21. juni 1995.



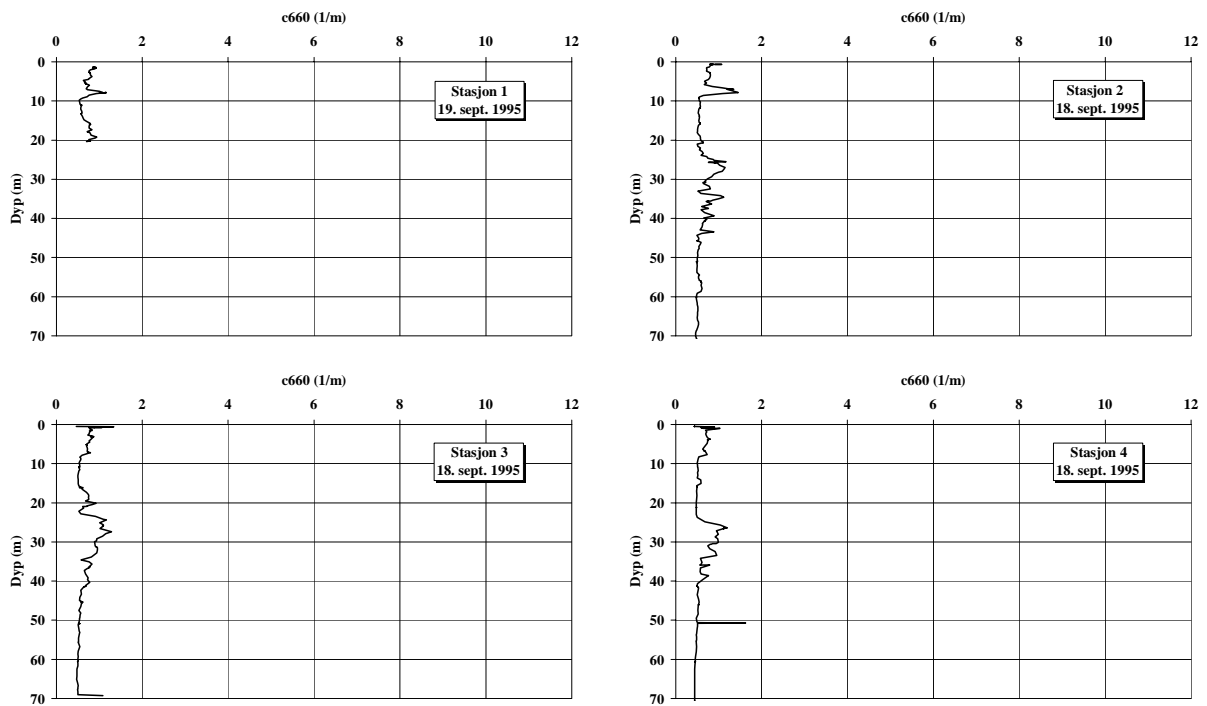
Figur 23. Transmisjonsmålinger 21. juni 1995. (forts.)



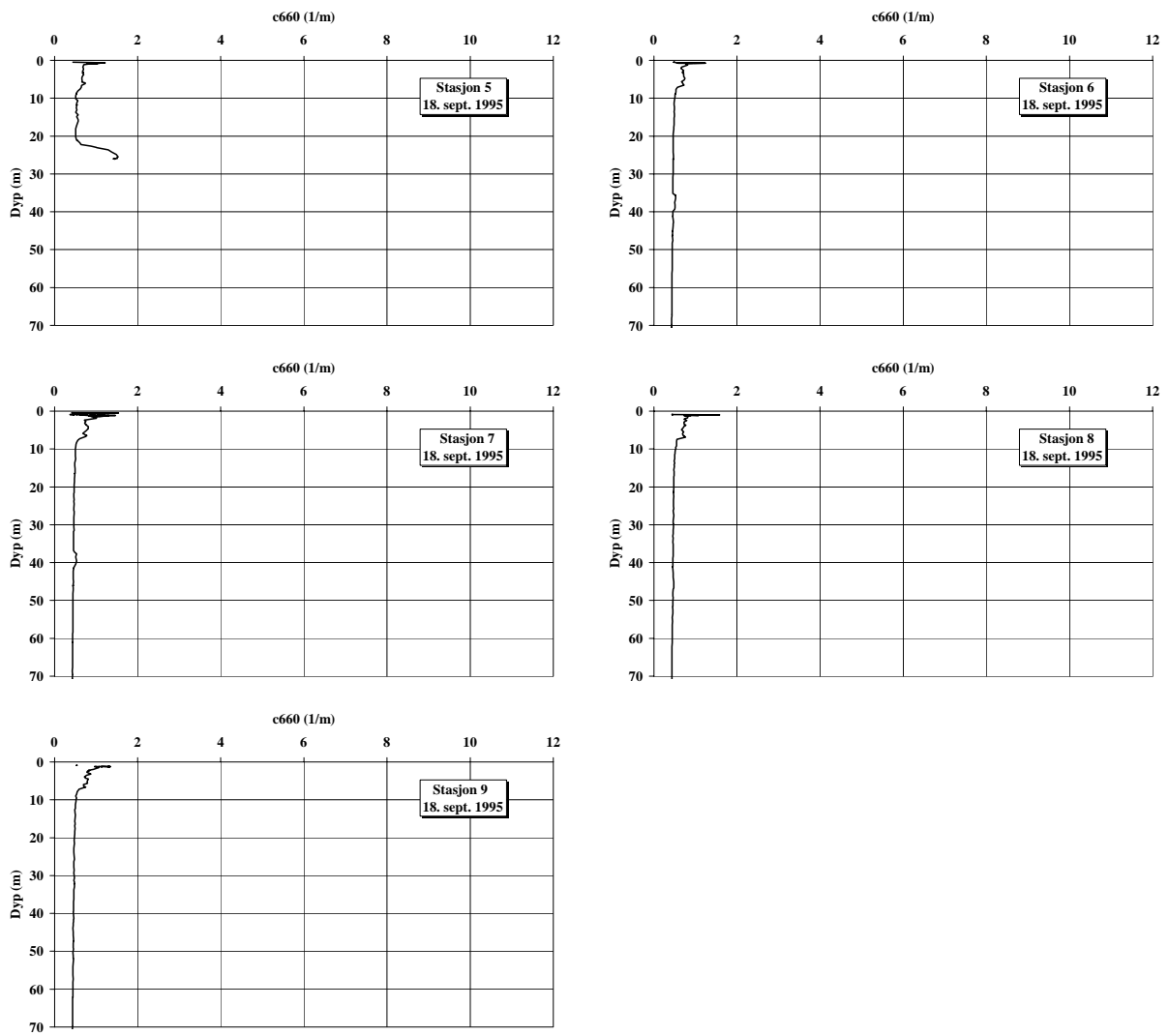
Figur 24. Transmisjonsmålinger 25. august 1995.



Figur 25. Transmisjonsmålinger 25. august 1995. (forts.)



Figur 26. Transmisjonsmålinger 18. september 1995.



Figur 27. Transmisjonsmålinger 18. september 1995. (forts.)

Tabell 5. Oversikt over dyp hvor det er målt reduksjoner i vannets gjennomskinnelighet (reduisert transmisjon) som følge av partikler fra utslippet fra Rana Gruber AS.

Stasjon/ Dato	Elva	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
8. nov. 1994					20 45					18		
15. des. 1994	18	20 40	20 40	45		8		8 40	8	20 45	18 50	20
25. jan. 1995	5	10 45	5 40	35								
22. mar. 1995		12 45	18 38	13		14		13			13	
26. apr. 1995	12	15 33 42	20 40	15 40								
21. jun. 1995	4 8 20	4 20 50	4 20 45	4 22 45	4 22 45	4 22	4 22 45	4 20	4 20 50			
25. aug. 1995	4	4 20 45	10 27 42									4 25
18. sep. 1995		8 18	8 25	25	25	25						

5.3 Diskusjon

Stasjonene 1 og 2 og delvis stasjon 3 var til tider kraftig påvirket av partikler som ble innlagret i flere dyp. På stasjonene 1 og 2 var det i dybdeintervallene 20-30 m og i 40-50 m at de mest massive partikkelkonsentrasjonene ble funnet. Ved å bruke omregning av transmisjonsmålingene målt som total svekningskoeffisienten (c_{660}) til totalt suspendert materiale (TSM) i henhold til ligningen i **Figur 13** kan en tilnærmet partikkelkonsentrasjon beregnes.

Konsentrasjonene av TSM i innlagringsdypene viste verdier opp mot i 20 mg/l, og konsentrasjoner i området 5-10 mg/l var ikke uvanlige. Overkonsentrasjoner av partikler målt som redusert transmisjon i overflaten, skyldtes ofte elvepåvirkningen slik som f.eks. under toktet den 25. august 1995. På stasjonen 1 og 2 forekom det også til tider et tredje sjikt ned mot bunnen (60-70 m).

Under toktet i juni 1995 ble partikler sporet ut til stasjon 8 i konsentrasjoner på 4-5 mg TSM/l i både 20 og 50 m dyp. Også på stasjon 11 ble det funnet partikler slik som under toktet den 25. august 1995 med konsentrasjoner på ca. 4 mg TSM/l i et tynt skikt. Stasjonene 9 og 10 var også påvirket slik som under toktet den 15. desember med partikkelkonsentrasjon på 3-5 mg TSM/l. Partikkelpåvirkning ble påvist ved flere av målepunktene som lå 1-2 km fra utslippet.

6. Strøm

6.1 Måling av strøm i Ranfjorden

I dette kapittelet presenteres resultater fra de strømmålingene som ble gjennomført av NIVA i indre Ranfjorden i to perioder i 1995. Innledningsvis gis det en kort bakgrunn for målingene og en teknisk beskrivelse av selve måleprogrammet. NIVA har også tidligere gjennomført strømmålinger i fjorden i samband med vurderinger av Rana Grubers avgang, og disse målingene rekapituleres og jamføres i noen grad med de nye målingene.

6.2 Formålet med målingene

Målingene av vannstrøm inngår i undersøkelsene som ledd i kartleggingen av influensområdet for avgangen fra Rana Gruber (jfr. NIVAs reviderte prosjektforslag fra 1994).

Spredningen og utsynkingen av partikler fra Rana Grubers utslipp kan antas å være sterkt avhengig av strømforholdene i området rundt utslippene. SFT satte derfor som krav at undersøkelsene skulle omfatte strømmålinger. I NIVAs opprinnelige prosjektforslag var det forutsatt en kobling mellom strømmålinger og bruk av en numerisk simuleringsmodell for sirkulasjon i fjorden og spredning av avgangen. Bruk av en slik modell ble ikke prioritert av SFT og ble derfor tatt ut av programmet. Strømmålingene må derfor i større grad nyttes kvalitativt i forhold til det som var forutsetningen.

Det foreligger også eldre data for strøm i fjorden, men disse målingene er ikke velegnet til å vurdere influensområdet for utslippene av avgangen. I noen grad kan de imidlertid nyttiggjøres i foreliggende undersøkelse og vil kortfattet bli referert til.

Spredningen av partikler vil i første rekke avhenge av strømforholdene i innlagingsstjiktene. Det er tidligere påvist at utslippene av finere materiale vil stige et stykke oppover i sjøen før utslippsstrålen bøyer av og stopper opp i innlagingsdypet. Dette dypet vil avhenge av utslippenes karakteristikk, av sjiktforholdene og av strømforholdene (se for øvrig også kapittel 4 om hydrografi og kapittel 5 om lystransmisjon).

6.2.1 Tidligere strømmålinger

Flere tidligere rapporter eller notater har omtalt strømmålinger spesielt. Den siste vi har oversikt over, gjelder målinger i april-mai 1995 ved utløpet av kanalen fra Koksverktomta, samt ved staken SV for koksverkskaia og ved lastekaia (Helland et al. 1995). Måledypene var rundt 1,5 m, altså vesentlig grunnere enn for foreliggende undersøkelse. Disse målingene viste en dominans av strøm i retning NØ inne ved land.

På 1960- og 1970 tallet gjennomførte VHL i Trondheim flere strømmålinger i havnebassenget i sammenheng med bobleanlegg ved utløpet av Ranaelva (NTH 1982) og i tilknytning til avgangen fra Rana Gruber (NTH 1971).

I perioden april-juni 1991 gjennomførte NIVA strømmålinger ved utslippet av finfraksjon (Golmen 1991). Det ble da målt i 3-4 m og 25 m dyp. Øverste instrument viste en dominans av strøm mot NW. Dette harmonerer også med NIVAs målinger fra 1995, dvs. at der er en mot-urs bevegelse av de øvre vannmassene i østlige/indre deler av havna (med mulig unntak for det aller øverste ferskvannsdrevne laget). Vertikalprofiler av strøm nær målebøya i 1991 indikerte at strømrretningen snudde mot SØ i ca. 9 m dyp.

Dessverre sviktet måleinstrumentet i 25 m ved finfraksjonsutslippet i 1991. Det var delvis av denne grunnen at nye målinger ble gjennomført i dette dypet i 1995.

6.3 NIVAs måleprogram i 1995

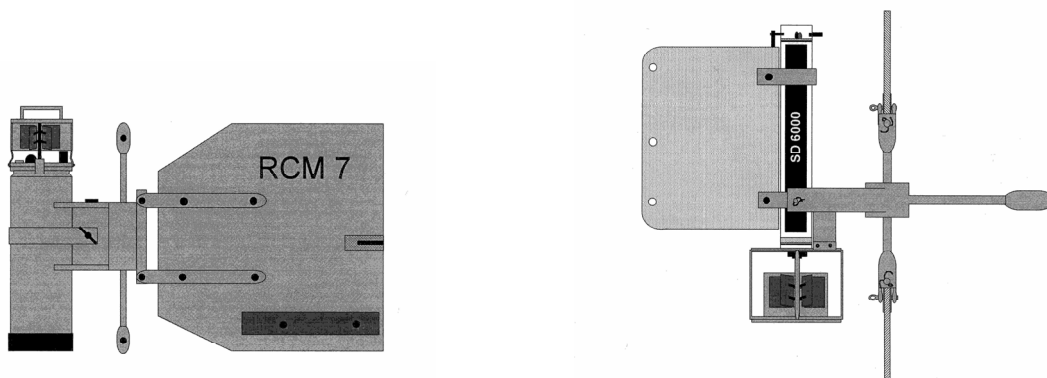
For å få representative målinger for en vintersituasjon (antatt svak sjiktning i sjøen) og en sommersituasjon med betydelig brakkvannssjikt ble strømmålingene gjennomført i to runder – januar-februar og august-september 1995.

6.3.1 Måleinstrumenter

Til målingene ble det benyttet tre ulike typer batteridrevne strømmålere med intern elektronikk og eget dataminne. Målerne var kalibrert kortere tid enn ett år før måleperiodene og testet i NIVAs laboratorium før utplassering. **Aanderaa RCM** strømmålere (**Figur 23**) registrerer med forhåndsinnstilt tidsintervall vannstrømmens retning og styrke og sjøens temperatur og salinitet. Retningen registreres ved hjelp av roret og et innebygget kompass. Strømstyrken registreres ved hjelp av en vertikalstilt rotor på toppen av instrumentet. Måledataene lagres i en egen databrikke som tas ut av instrumentet for avlesing og bearbeiding etter at instrumentene er tatt opp.

Sensordata SD2000/SD6000 strømmålere er lettere enn Aanderaa-instrumentene, men fungerer tilnærmet som disse. De har imidlertid et mer begrenset dataminne og måler ikke sjøens salinitet. Disse instrumentene programmeres og startes ved hjelp av en magnet slik at det før utsetting ikke er behov for å åpne og lukke instrumentene i felt.

Simtronix UCM-40 måler strømmen ved hjelp av lydpulser (ultralyd) i stedet for rotor. Tverrstilte lydelektroder gjør at også strømretningen kan måles ved hjelp av lyd og dekomponering av signalene. Dersom det er ønskelig, kan dette instrumentet kan måle med høy frekvens, f.eks. 1 gang/sek og egner seg derfor også til turbulensmåling. Instrumentene kan nyttes som konvensjonelle strømmålere med batteri og internt dataminne eller i profilerende modus med kabelforbindelse til overflaten for momentan avlesing av data via dekksehnet og en bærbar datamaskin. Slike målinger er utført tidligere i Ranfjorden (Golmen 1991).



Figur 28. Skisse av to av måleinstrumentene som ble benyttet til strømmålingene i Ranfjorden i 1995. Til venstre: Aanderaa RCM. Til høyre: Sensordata SD6000.

6.3.2 Måleposisjoner og måleperioder

På stasjon S1-S4 (jfr. **Figur 4**) ble det målt med automatiske vannstrømmålere. På stasjonene S2 og S4 lengst sør ble det benyttet undervannsoppdrift (ikke overflatebøyer) pga. skipstrafikken til/fra Koksverkkaia og havna ellers. For å lette arbeidet med innhenting av disse to riggene ble måleriggene forsynt med bunntau fra ankervekta på bunn og inn til land eller til stake sentralt i havnebassenget.

Tabell 6 gir en oversikt over måledyp, måleinstrumenter m.m. for hver av de to måleperiodene. Etter 1. måleperiode var alle målerne dekket av et rødt støv/belegg som også hadde samlet seg på rotormagnetene til Aanderaa og Sensordata instrumentene.

Tabell 6. Oversikt over strømmålingsprogrammene i Ranfjorden i de to måleperiodene i 1995.

1. periode; januar-februar 1995:

Målepos.	Måledyp	Instrument	periode 1995	Måleintervall	Datafil	Anmerkning
S1, ved utslipp grovfraksjon	10 m	Aanderaa 9000	24/1 - 16/2	10 min	S-9000-32	OK
-----"-----	25 m	Aanderaa 6106	24/1 - 16/2	10 min	S-6106-27	OK
S2, ved utslipp finfraksjon	15m	SD2000, S5	24/1 - 16/2	20 min	R2-15m	rotor litt hindret?
-----"-----	22 m	SD6000	24/1 - 16/2	20 min	-	Instr. feil
S3, ca. 67 m bunndyp	64 m 3 m o.b.	UCM-40/2 gammel	24/1 - 16/2		Rigg-3	OK
S4, ca. 90 m bunndyp	87 m, 3 m.o.b.	UCM-40/1 ny	24/1 - 16/2		Rigg-4	OK

2. periode, august- september 1995:

Målepos.	Måledyp	Instrument	periode 1995	måleintervall	Datafil	Anmerkning
S1, ved utslipp grovfraksjon	10 m	Aanderaa 2608	24/8 - 18/9	10 min	S-2608-18	OK
-----"-----	25 m	UCM-40 gammel, plast	24/8 - 11/9	10 min	UCM-Ra-g.	OK
S2, ved utslipp finfraksjon	12 m	Aanderaa 4772	25/8 - 18/9	10 min	4772-10	OK
-----"-----	22 m	UCM-40 ny	-	-	UCM-Ra-n.	Instr. feil
S3, ca. 75 m bunndyp	72 m 3 m o.b.	SD6000-A	24/8 - 15/9	10 min	Rana09-a.	OK
S4, ca. 100 m bunndyp	97 m, 3 m.o.b.	SD6000-B	24/8 - 15/9	10 min	Rana09-b.	OK

6.4 Omtale av måleresultatene

Nedenfor presenteres måleresultatene i de ulike måleposisjonene summarisk med en oppsummerende tabell til slutt.

6.4.1 Posisjon S1 (ved utslipp av grovfraksjon)

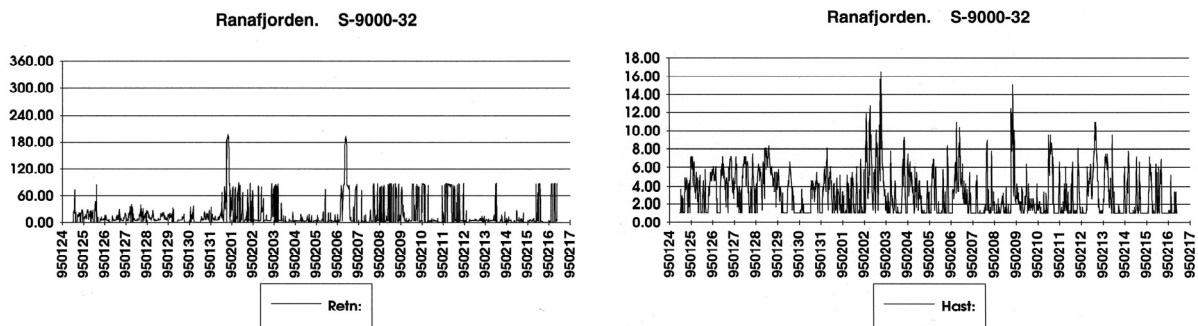
1. måleperiode, januar-februar 1995.

I 10 m dyp var det målbar strøm det meste av tida (**Figur 29**). Høyeste målte strømstyrke var 16,5 cm/s (2. februar), mens midlere strømstyrke er beregnet til 3,1 cm/s. Det var kun korte perioder med

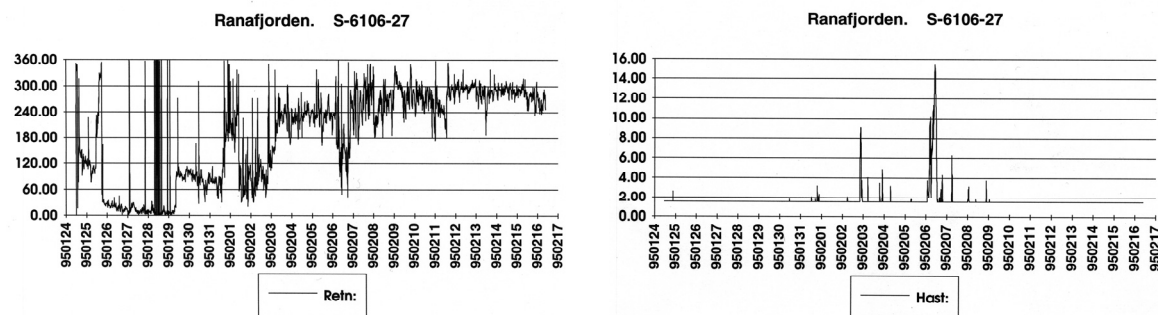
svak strøm (strøm svakere enn deteksjonsgrensen for instrumentet). Dominerende strømretning var mot nord (ca. 015°). Av og til dreiet strømmen mot SØ og en sjelden gang mot sør (**Figur 29**).

I 23 m dyp var det vesentlig svakere strøm. I lange perioder lå strømmen under deteksjonsgrensen for instrumentet på 1,5 cm/s (**Figur 30**). Kun i perioden 31. januar til 9. februar var det tidvis innslag av målbar strøm. Høyeste målte strømstyrke var 6. februar, med 15,5 cm/s, med retning mot S-SØ. Denne perioden hadde også sterkere strøm enn ellers i 10 m dyp. Dette skyldes neppe tidevannet, siden det var rundt halv måne med forventet moderat vannstandsforskjell (1,4 m i følge tidevannstabellen den 6. februar). Årsaken må ligge i stormer eller unormalt stor ferskvannstilførsel til fjorden.

Det var ingen tydelig dominant strømretning i 23 m dyp, men en viss overvekt av strøm mot W-NW, særlig mot slutten av måleperioden (**Figur 30**). Middell strømstyrke var 1,3 cm/s, men denne verdien må tolkes med forsiktighet på grunn av de mange nullstrøms målingene som er representert med verdier lik terskelverdien for instrumentet ved beregningen. En mer realistisk verdi ville sannsynligvis ligge nær 1 cm/s.



Figur 29. Målt strømretning (til venstre) og strømstyrke (cm/s) i 10 m dyp i posisjon S1 (Grovfraksjon), januar-februar 1995.



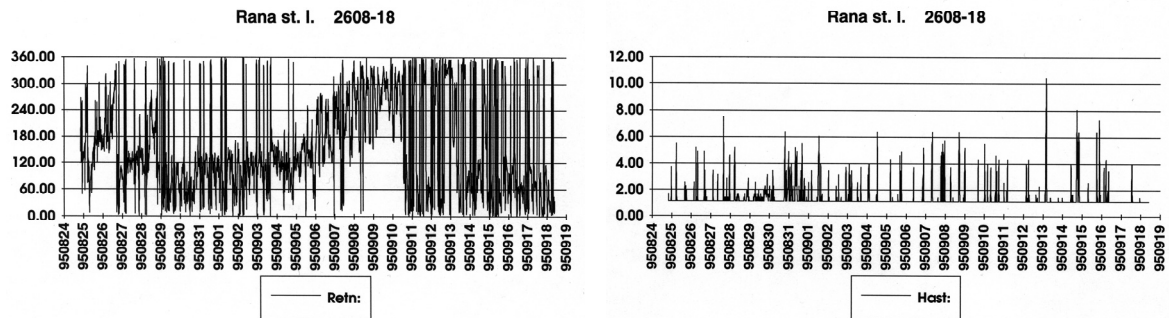
Figur 30. Målt strømretning (til venstre) og strømstyrke (cm/s) i 25 m dyp i posisjon S1 (grovfraksjon) i januar-februar 1995.

2. måleperiode, august-september 1995

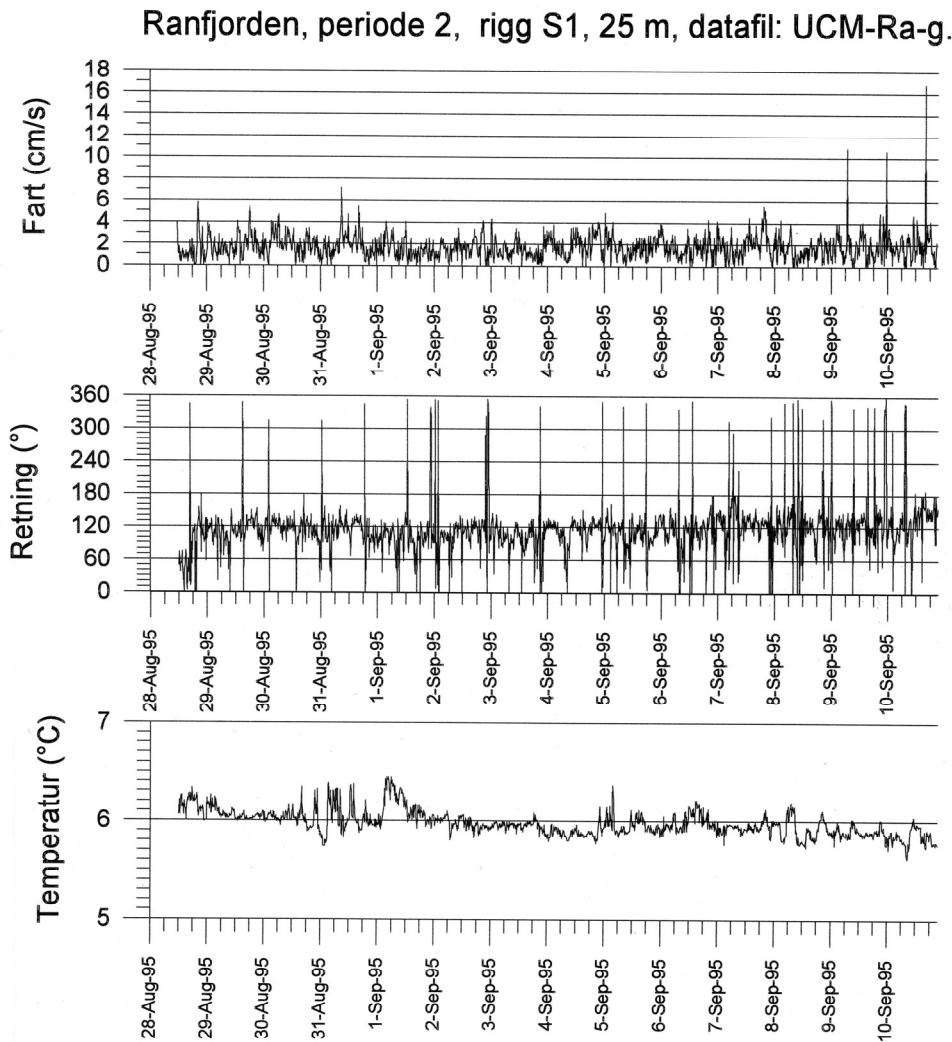
I 10 m dyp var det vesentlig svakere strøm enn i 1. måleperiode. Midlere strømstyrke var 1,4 cm/s. Høyeste målte strømstyrke var 10,5 cm/s (**Figur 31**). Det var hyppig tilnærmet strømsstille i perioder av inntil 1 døgn varighet. Mest framtrædende transportretning var mot SØ, men også med hyppig innslag av NW-gående strøm.

I denne perioden var instrumentet i 23 (25) m dyp byttet ut med et mer fintfølede måleinstrument (UCM-40). Dette medførte at en faktisk fikk målinger av strømmen hele tida (**Figur 32**) selv om strømmen generelt sett var svak. Høyeste målte strømstyrke var 17 cm/s (retning mot sør), mens middelveiden var 1,9 cm/s. I motsetning til de foregående seriene med lave strømstyrker er denne middelveiden signifikant. Denne måleserien dokumenterer at de “strømstilte” periodene som de tradisjonelle rotor-instrumentene registrerer, faktisk har strøm, og at faktisk null-strøm knapt opptrer (**Figur 32**).

Dominerende strømretning i 25 m dyp var mot SØ. Denne retningen ble også målt i 1. periode, men var da ikke så framtrædende.



Figur 31. Målt strømretning (til venstre) og strømstyrke (cm/s) i 10 m dyp i posisjon S1 (grovfraksjon) i august-september 1995.



Figur 32. Målt strømstyrke (øverst), strømretning og sjøtemperatur i 25 m dyp i posisjon S1 (grovfraksjon) i august-september 1995.

6.4.2 Posisjon S2 (ved utslipp av finfraksjon)

1. måleperiode, januar-februar 1995.

I 15 m dyp ble det målt med et lettere rotorinstrument av type Sensordata SD2000. Ved opptak av instrumentet var det mye belegg på dette, også på magneten som registrerer rotoromdreiningene. Det er derfor en viss mulighet for at strømstyrken, i alle fall mot slutten av måleperioden, har blitt underestimert på grunn av dette (rotoren noe hemmet).

Måleresultatene synte at det var svak strøm det meste av tida. Nesten alle (95%) av målingene for strømstyrke lå lavere enn deteksjonsgrensen for instrumentet. Maksimal strømstyrke var 5,5 cm/s. De første 30 timene etter utsetting var det periodevis innslag av strøm med max-verdier over 2-3 cm/s. Periodisiteten lå rundt 6 timer slik at tidevannet her er en sannsynlig forklaring. Etter disse første 30 timene var det ingen registreringer av strømstyrke før etter ca. 7 dager (31. januar) og 18 dager (11.

februar) da det var noen kortvarige pulser med verdier opp i 2,5 cm/s. Sannsynligvis er det støvbelegget som har medført redusert følsomhet for instrumentet.

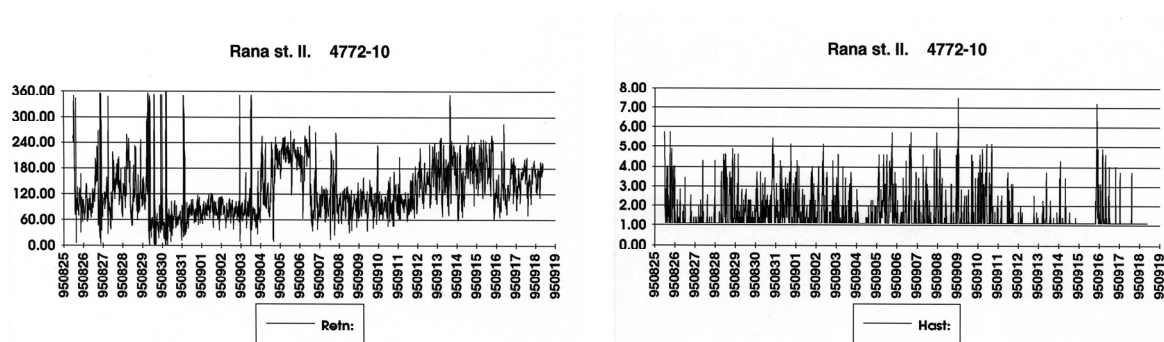
Strømretningen lå hele tiden rundt nordlig. På grunn av de sparsomme strømstyrkemålingene er det vanskelig å angi noen styrke på nettotransporten, men dominerende strømretning kan sies å ha vært mot nord.

I 22 m dyp var det ingen brukbare registreringer. Det er uklart om dette skyldes den synlige kontamineringen av støv/fine partikler slik som for instrumentet i 15 m dyp, eller om det skyldes regulær instrumentsvikt.

2. måleperiode, august-september 1995

I 12 m dyp var det målbar strøm det meste av tida (>95%). Maksimal strømstyrke var 7,5 cm/s, og midlere strømstyrke var 1,6 cm/s. Dominerende strømretning var mot Ø-NØ (**Figur 33**) som også innbefattet de mest strømsterke periodene. Mot slutten av måleperioden (etter 12. september) inntraff det flere perioder med svak strøm, dels under deteksjonsgrensen. Det er mulig dette skyldes en viss kontaminering av støv, men dette var ikke merkbart under opptak av instrumentene. Muligens kan noe belegg ha lagt seg på for så å falle av igjen.

Heller ikke denne perioden ga målbare resultater i 22 m dyp selv om det ble målt med en annen og mer fintfølede instrumenttype enn forrige gang. Det er mulig at det finpartikulære støvet har påvirket måleinstrumentene og umuliggjort målinger. Et bemerkelsesverdig trekk er at også i 1991 sviktet måleinstrumentet i dette dypet ved utslippet av finfraksjonen.



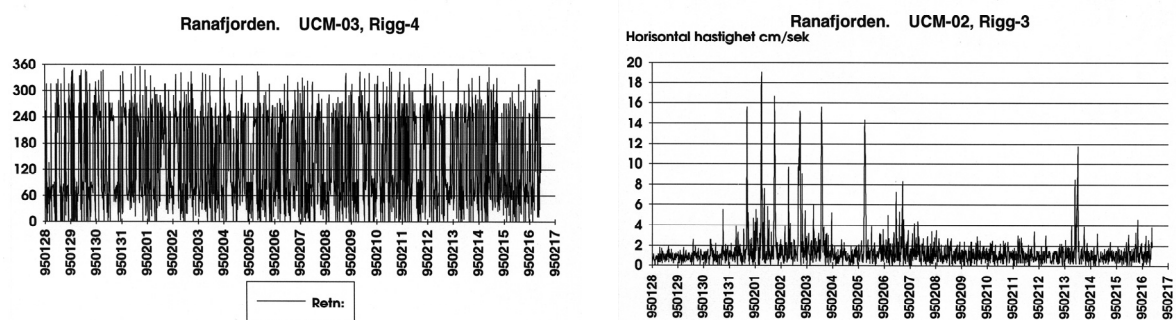
Figur 33. Målt strømretning (til venstre) og strømstyrke (cm/s) i 12 m dyp i posisjon S2 (finfraksjon) i august-september 1995.

6.4.3 Posisjon S3 (indre del av djuprenna)

1. måleperiode, januar-februar 1995.

Det ble målt med en fintfølede UCM-40 måler. Strømmen var svak (under 2 cm/s) det meste av tida (**Figur 34**), men sjelden forekom helt strømstille. Det var det aller meste av tiden en viss strøm av minst noen mm/s styrke. Maksimal strømstyrke var 19 cm/s. De høyeste strømstyrkene var assosiert med strøm mot S-SW. Hovedtransporten lå langs akse SW-NØ med noenlunde lik vekt på begge retninger.

Instrumentet målte også vertikal strøm. I den første uken var det en overveiende nedadrettet strøm, noe som kan tyde på at denne perioden hadde en viss nedstrømning og utstrømning av tyngre vann langs djuprennen, muligens forårsaket av vertikal konveksjon (avkjøling).



Figur 34. Målt strømretning (til venstre) og strømstyrke (cm/s) i 64 m dyp (3 m over bunnen) i posisjon S3 i januar-februar 1995.

2. måleperiode, august-september 1995

Denne gangen ble det målt med en SD6000 måler med langt mindre følsomhet enn ved 1. måleperiode. Strømmen var derfor hyppig under deteksjonsgrensen (ca. 80% av tiden) og mange perioder av inntil 2 døgns varighet hadde null utslag på rotoren (**Figur 35**). Likevel viser de varierende strømretningsobservasjonene innenfor disse periodene at det var en viss strøm, sannsynligvis på noen få mm/s slik som det ble målt i forrige periode på dette stedet/dypet.

Høyeste målte strømstyrke var 7 cm/s (28. august). Strømretningen var for det meste mot SØ. Utslagene med relativt sett sterkere strøm hadde retning enten mot sør eller mot nord.

6.4.4 Posisjon S4 (ytre del av djuprenna)

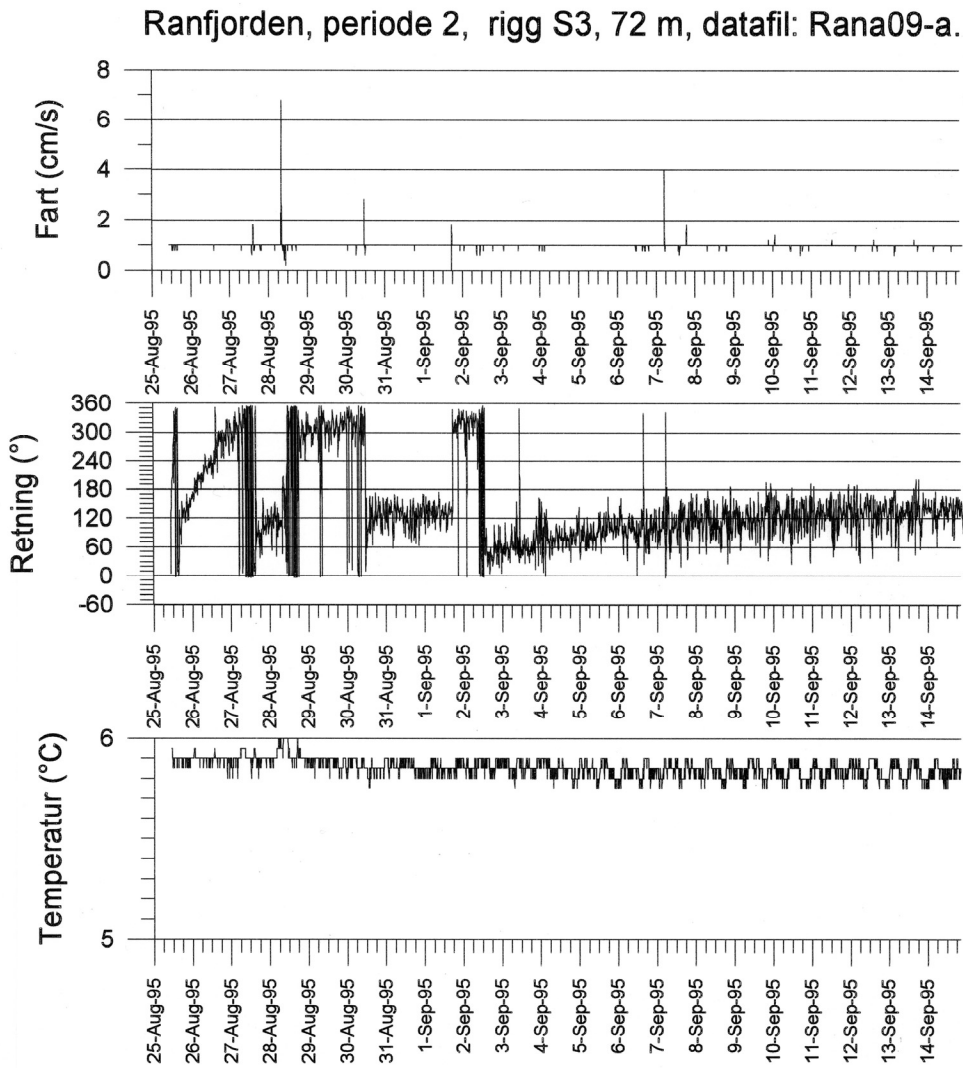
1. måleperiode, januar-februar 1995.

Det ble her målt med fintfølende UCM-40 strømmåler. Som det framgår av **Figur 31**, var det hele tiden en viss strøm. Middelerdien for hele serien var 1,4 cm/s, og maksimum målt strøm var 12 cm/s. Dominerende strømretning lå langs akse SW-NØ med en viss overvekt på NØ. Den vertikale strømmen lå hele tida rundt null, med noe unntak da den fluktuerte +/- med opptil 6 cm/s utslag. Såpass kraftig vertikalstrøm er neppe reell, men kan skyldes at riggen har blitt avbøyd p.g.a. sterk horisontal strøm.

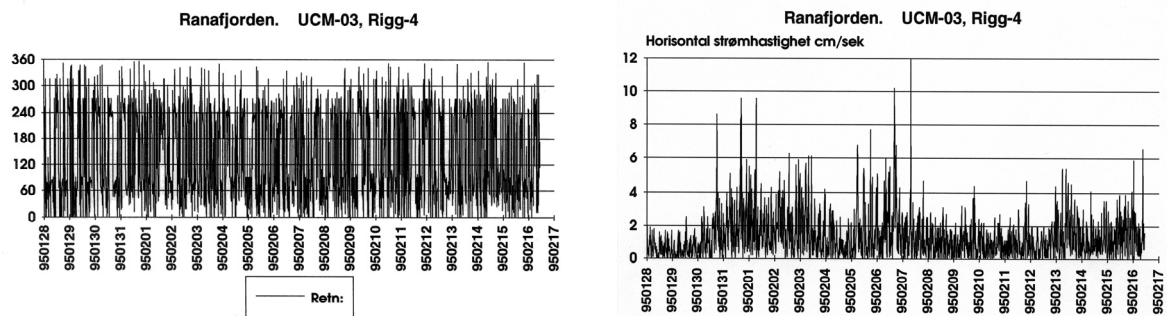
2. måleperiode, august-september 1995

I denne måleperioden ble det målt med en SD6000 måler. Resultatene er vist i **Figur 32**. Det var svak strøm, men likevel litt sterkere enn samtidig målt ved posisjon S3 nær bunn. Det var hyppigere innslag av strøm med 3-6 cm/s styrke. Høyeste målte verdi var 8 cm/s (13. september). Også her var det lange perioder med svak strøm. Lengste slik periode var ca. 40 timer. At det likevel har vært noe utskifting også i disse periodene manifesterer seg ved retningsmålingene som viser at roret har beveget seg noe i alle fall (**Figur 32**).

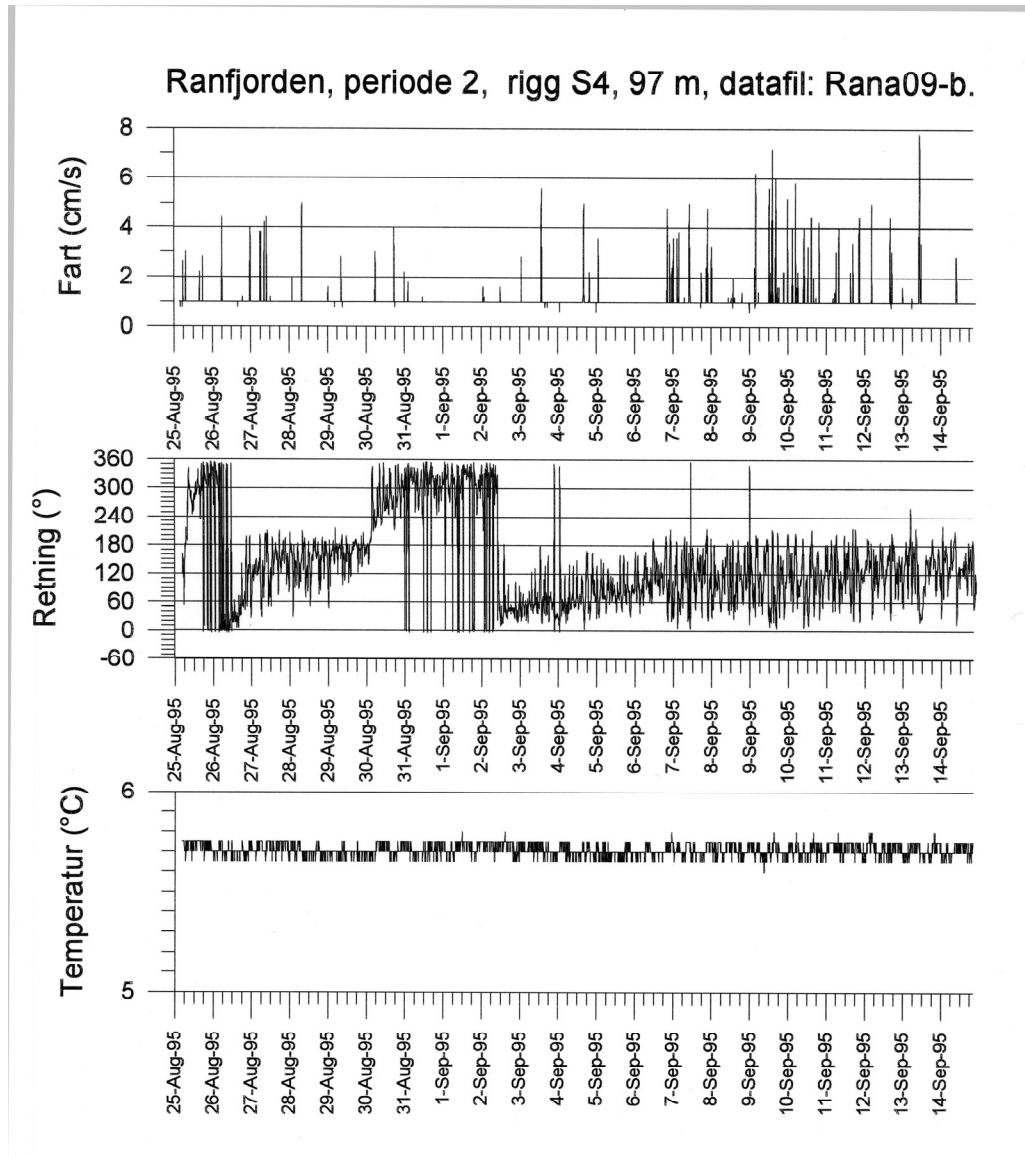
Dominerende strømretning var mot S-SØ, dvs. for det meste strøm ut mot dypet av Ranafjorden, men det var også noe innslag av nordgående strøm i perioder på samme måte som i 1. måleperiode.



Figur 35. Målt strømstyrke (øverst), strømretning og sjøtemperatur i 72 m dyp (3 m over bunnen) i posisjon S3 (grovfraksjon) i august-september 1995.



Figur 36. Målt strømretning (til venstre) og strømstyrke (cm/s) i 87 m dyp (3 m o. bunn) i posisjon S4 i januar-februar 1995.



Figur 37. Målt strømstyrke (øverst), strømretning og sjøtemperatur i 72 m dyp (3 m over bunnen) i posisjon S4 i august-september 1995.

6.5 Vurderinger

Måleresultatene i 12-15 m dyp ved utslipp av finfraksjonen (stasjon S2) sammenfaller med målingene fra 1991 (Golmen 1991) i øvre lag ved at det i dette sjiktet er vesentligst strøm med retning mot N eller NØ.

Ved utslippet av grovfraksjonen (stasjon S1) var det vekslende strøm, men med en viss overvekt av strøm i retning N eller NW i begge måleperioder sett under ett. Denne innover-rettede strømmen i 15 m dyp og trolig opp til 1-2 m dyp (jamfør tidligere målinger) representerer sannsynligvis kompensasjonsstrømmen som Ranaelva genererer (estuarin sirkulasjon).

Strømmen nær bunnen i djuprenna mellom stasjonene S1 og S2 hadde som ventet strømretning innover (mot NØ) eller utover (mot SW) avhengig av tidevannsfasen. For begge måleperioder sett under ett var det en viss overvekt av utoverretta bunnstrøm, men det var også vesentlig innslag av strøm retta innover i renna. Episodene med relativt sterk strøm nær bunnen i renna hadde oftest retning utover. Om vinteren kan dette være forårsaket av en viss nedstrømning (konveksjon) i indre deler av fjorden, evt. kombinert med vindgenererte indre bølger. Tidevannet påvirker i sterkere grad enn for grunnere sjikt strømforholdene i renna.

7. Sedimentasjonsforsøk

7.1 Innledning og målsetting

Målet med eksperimentelle sedimentasjonsforsøk var å få et mål på sedimentasjonshastigheten på avgangen fra Rana Gruber. Basert på oppholdstiden av vannmassene i fjorden og avgangens sedimentasjonshastighet kan man gjøre grove anslag av hvor stor mengde avgang som transporteres ut av fjorden.

7.2 Metode

7.2.1 Sedimenteringsforsøk

Til sedimenteringsforsøkene ble det benyttet 1,10 m høye plexiglass-sylindere med en indre diameter på 19 cm. På sidene av rørene var det montert tynne metallrør forlenget med plastslanger og klemmer for uttak av prøver. Uttakene var montert i forskjellige høyder. Til dette forsøket ble det tatt ut prøver fra henholdsvis 10, 30, 50, 70 og 90 cm under vannflaten.

Det ble tatt utgangspunkt i konsentrasjonen av avgang i sjøutslippene. Grovfraksjonen ble oppgitt til å bestå av 80 m³ fast stoff pr. 945 m³ vann, og finfraksjonen av 1,7 m³ faststoff pr. 2498,3 m³ vann. Faststoffet ble oppgitt til å ha en egenvekt på 3. Avgangen ble fortynnet med sjøvann (saltholdighet 32) slik at finfraksjonen ble fortynnet med 40 og 60% sjøvann, mens grovfraksjonen ble fortynnet med 60% sjøvann. Et røreverk sørget for homogen blanding før forsøket startet. Det ble tatt ut prøver etter 0, 2,5, 5, 10, 15, 30 og 60 minutter og deretter hver time fram til 8 timer etter forsøket startet. Videre ble det tatt ut prøver etter 15/17 timer og etter 1, 2 og 3 døgn.

Det ble også gjort sedimenteringsforsøk med vann fra Ranaelven og med vann samlet inn på 25 meters dyp på stasjon 1 og fra 24,5 og 33 m dyp på stasjon 2 i Ranfjorden.

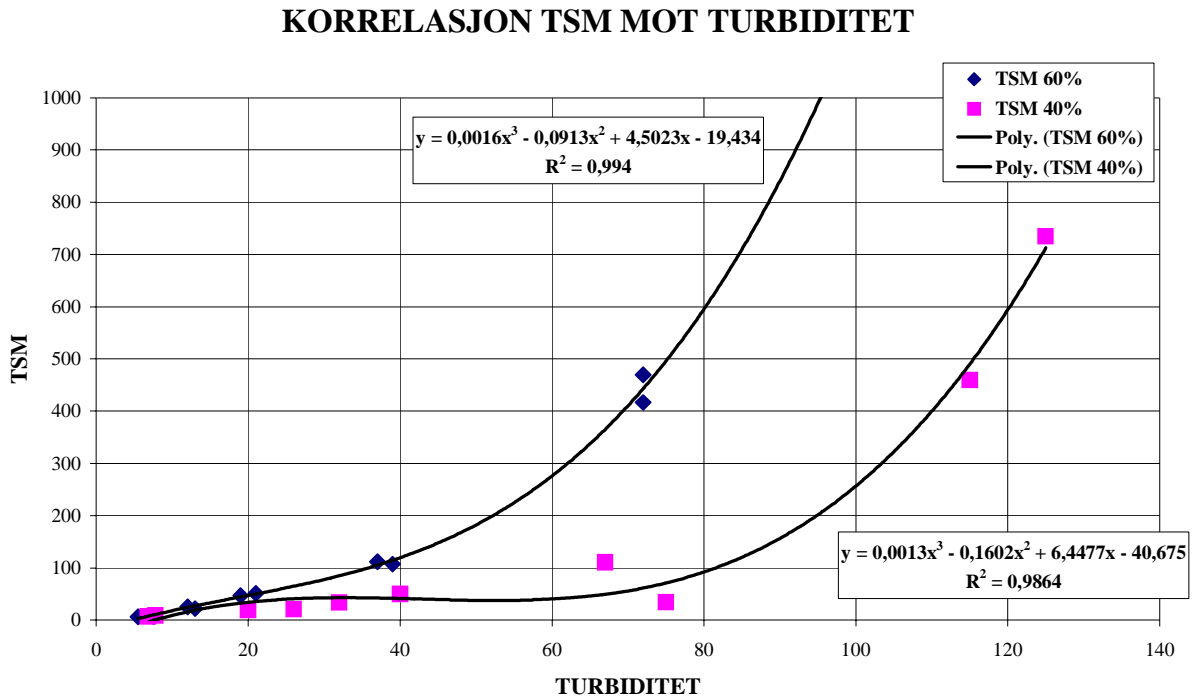
7.3 Resultater og diskusjon

7.3.1 Sedimentasjon, eksperimentelle forsøk

Sedimentasjonsforløpet av avgangspartikler i de eksperimentelle forsøkene er ikke direkte overførbare til resipienten. Forsøkene er utført i stillestående vann. I fjorden vil det alltid være strømminger til stede som sørger for å holde partiklene lenger i suspensjon. Strømminger eller turbulens fører også til økt sjanse for kollisjon mellom partikler. Kollisjon mellom partikler er av betydning for aggregatdannelse, og en økning av partikkelstørrelsen øker synkehastigheten. På grunn av det stillestående vannet vil en likevel forvente høyere sedimentasjonshastigheter under forsøkene enn den reelle hastigheten i resipienten. Det bør også nevnes at forsøkene er utført ved kun en saltholdighet. Ved innblanding av ferskvann i sjøvann skjer en flokkulering hvor partikler aggregerer – noe som fører til økt partikkelstørrelse. Som nevnt øker dette synkehastigheten på partiklene. Disse forhold er det ikke tatt hensyn til i forsøksoppsettet.

Konsentrasjon av partikler i vannmassen har også betydning for aggregeringsprosessen, ved at frekvensen av kollisjoner øker med partikkelkonsentrasjonen opp til en viss grense (typisk 10.000 mg/l; van Leussen 1988). For finfraksjonen ble det utført forsøk med en 40 og 60 % fortynning. Dette tilsvarer en utgangskonsentrasjon på hhv. ca.120 og 75 FTU omregnet til mengde suspendert materiale (TSM) hhv. 1.230 mg/l og 820 mg/l.

For å finne sammenhengen mellom TSM og turbiditet ble det gjennomført målinger i vann med 40 og 60% fortynning av avgangsmassene. Sammenhengen mellom TSM og turbiditet er presentert **Figur 38**.



Figur 38. Korrelasjon mellom turbiditet og TSM i avgangsmassene.

7.3.2 Avgangspartikler

Kolonnene med både grov og fin avgang viste raskt avtagende turbiditet med tiden, hvilket viser at sedimentasjonen er raskest i starten (**Figur 39** og **Figur 40**). Det er forventet at den grovste fraksjonen sedimenter raskest. Grovavgangen viste derfor naturlig nok en raskere reduksjon av turbiditeten enn finavgangen (**Figur 41**). (NB! Vær oppmerksom på ulik akse for turbiditet i **Figur 39**, **Figur 40** og **Figur 41**).

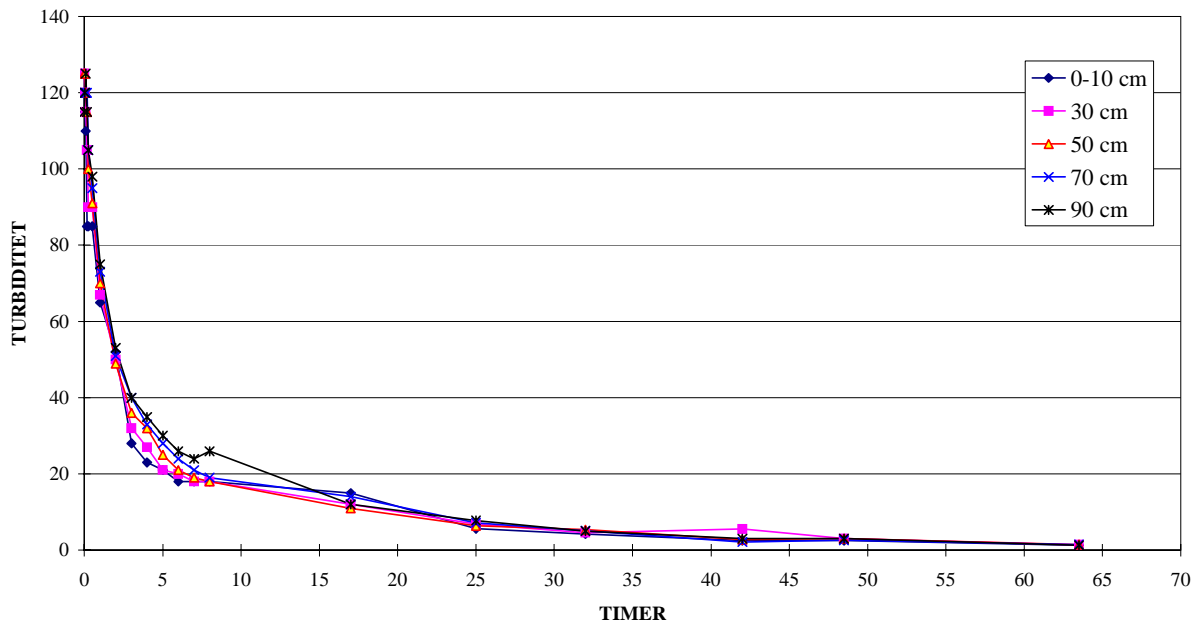
For både 40% og 60% fortynningene av finfraksjonen tok det ca. 5 timer før turbiditeten var redusert med ca. 75%. Det tok imidlertid ca. to døgn før turbiditeten var ned mot bakgrunnsverdien på 2-3 FTU. For grovfraksjonen tok det ca. en time før turbiditeten var redusert med 75%, og ca. ett døgn før verdiene var nede på bakgrunnsnivå.

7.3.3 Partikler i sjøvannsprøver og ellevannsprøver

Prøver av sjøvann fra 25 m dyp på stasjon 1 hadde samme turbiditet som prøver av ellevannet. Sedimentasjonsforløpet var imidlertid forskjellig. Det tok 2 timer før turbiditeten hadde sunket til 4 FTU i sjøvannsprøven, mens det tok ett døgn for å komme ned på samme nivå i ellevannsprøven.

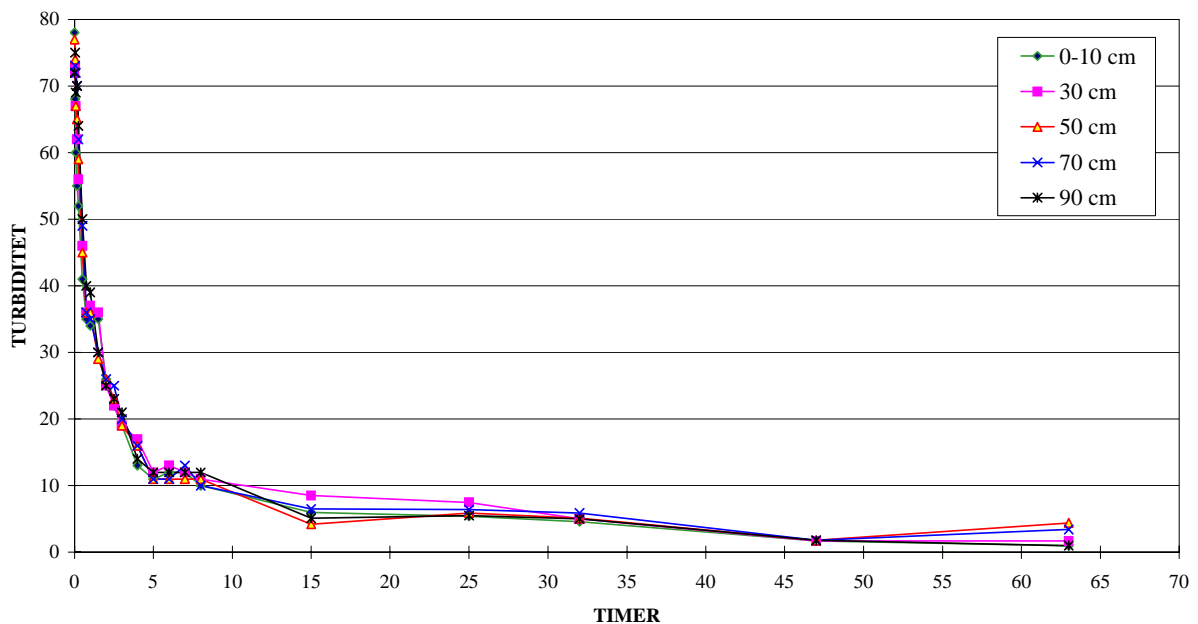
Prøvene fra stasjon 2 (25 og 30 m) hadde i utgangspunktet en lav turbiditet (2-3 FTU). Etter ett døgn var turbiditeten redusert med ca. 50%.

SVEKNING AV TURBIDITET OVER TID - FINAVGANG 40% FORTYNNET

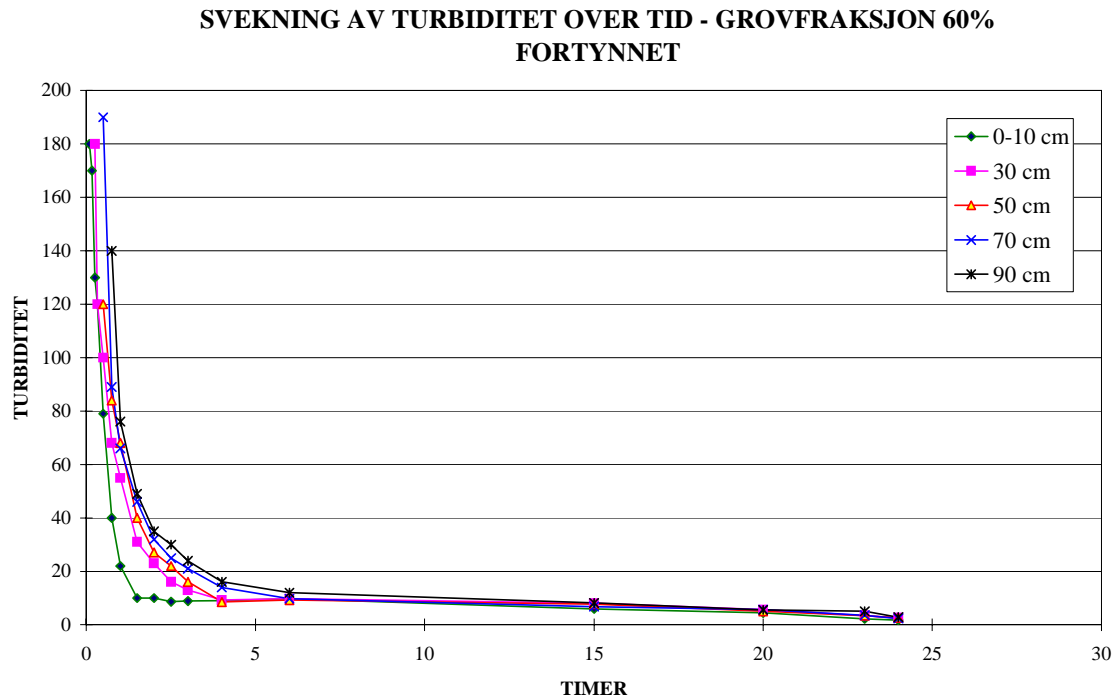


Figur 39. Svekning av turbiditet over tid som følge av sedimentering av partikler fra finavgang 40% fortynnet, målt i kolonner med avgang fra Rana Gruber AS.

SVEKNING AV TURBIDITET OVER TID - FINFRAKSJON 60% FORTYNNET



Figur 40. Svekning av turbiditet over tid som følge av sedimentering av partikler fra finavgang 60% fortynnet, målt i kolonner med avgang fra Rana Gruber AS.



Figur 41. Svekning av turbiditet over tid som følge av sedimentering av partikler fra grovavgang 60% fortynnet, målt i kolonner med avgang fra Rana Gruber AS.

7.3.4 Vurdering av sedimentasjonshastighet og spredning

Målingene av partikkelsedimentasjon viste at ca. 75% av partiklene fra finfraksjonen synker minst 1 m i løpet av 5 timer, dvs. ca. 5 m pr. døgn, mens tilsvarende tall for partikler fra grovfraksjonen er ca. 24 m pr. døgn. På grunnlag av målingene av partiklenes sedimentasjonshastighet og strømmålingene som i lange perioder viste lav strømhastighet, sterk tidevannspåvirkning og strømrretning mot klokka i utslippsområdet for avgangen, er det stor sannsynlighet for at mesteparten av partiklene vil synke til bunns innerst i fjordområdet.

I perioder med sterk strøm (15-16 cm/s) kan imidlertid partiklene transporteres fra utslippsstedet og ut til de ytre målestasjonene (stasjon 8 og 11) i løpet av et par timer. Under slike forhold vil det dannes relativt høy turbulens i vannmassene – noe som vil forhindre stor partikkelutsynking. Da vil partikkelpåvirkningen kunne spores flere kilometer fra utslippsstedet slik som f.eks. registrert ved transmisjonsmålingene 21. juni 1995 da vannføringen i Ranaelva var stor.

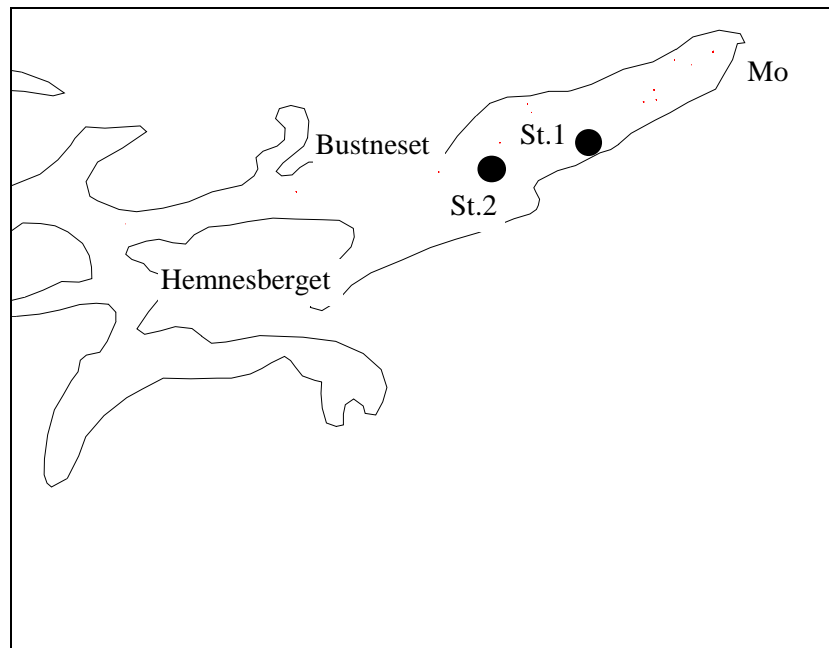
8. Sedimentfeller/Sedimentkarakteristikk

8.1 Innledning og målsetting

I forbindelse med ny utslippskonsesjon for avgang fra Rana Gruber har Statens forurensningstilsyn blant annet krevd at avgangens spredning skal kartlegges. Ved tidligere undersøkelse i 1992-93 ble det satt ut sedimentfeller i indre del av Ranfjorden som antydte en uvanlig høy sedimentasjonsrate (størrelsesorden 50 cm/år). Målsettingen med denne undersøkelsen har derfor vært på grunnlag av sedimentfellemålinger å fastslå sedimentasjonsraten og variasjonen i sedimenteringen.

8.2 Feltarbeid og metode

Sedimentfeller ble satt ut på to stasjoner i fjorden (**Figur 42**). Fellene består av 1 m lange rør av plexiglass med indre diameter 10 cm. Hvert av rørene er utstyrt med en avtakbar boks i bunnen. Denne ble skiftet periodevis (jfr. **Tabell 7**). To og to rør ble plassert ut i dypene 75, 150 og 340 m på stasjon 1 og i dypene 75, 150, 300 og 490 m på stasjon 2. De dypeste fellene stod 10 m over bunnen. Fellene stod ute i 6 perioder à ca. 2 måneder. På stasjon 1 oppnådde man ikke full prøveserie fordi det oppstod tekniske problemer under innhenting av prøvene. Tauverket hadde satt seg fast slik at fellene ble ødelagt. Stasjonen ble flyttet noe lenger innover i fjorden på grunn av disse problemene. Dette betyr at prøveserien fra stasjon 1 ikke er komplett hverken i tid eller rom.



Figur 42. Stasjonsposisjoner for sedimentfellerigger i Ranfjorden 1994/1995.

Tabell 7. Perioder for innsamling av sedimenterende materiale ved bruk av sedimentfeller i Ranfjorden 1994/1995.

Tidsperiode	Stasjon 1	Stasjon 2
10.11-14.12.94	X	X
14.12.94 - 25.1.95		X
25.1. - 21.3.95		X
21.3. - 24.4.95		X
24.4. - 20.6.95	X*	X
20.6. - 23.8.95	X*	X

*Stasjonsposisjon endret i 1995.

Det ble ikke benyttet konservering i sedimentfellene ved utplassering. Felle materialet ble oppbevart kjølig for opparbeiding ved NIVAs laboratorium. Prøvene ble skyllet i destillert vann tre ganger for å fjerne salt med sentrifugering (3.000 omdreininger/min) mellom hver skylling. Prøvene ble deretter frysetørret og veiet for beregning av tørrstoff. Prøvene ble homogenisert før kjemiske analyser ble utført.

Innhold av total organisk karbon og nitrogen ble utført ved hjelp av en Carlo Erba elementanalysator. Nærmere beskrivelse av metode er gitt i **Vedlegg A**.

Bestemmelse av metallene kadmium (Cd), kobber (Cu), jern (Fe), bly (Pb) og sink (Zn) ble bestemt ved atomabsorpsjon etter totaloppløsning med flussyre (Loring & Rantala 1992). Metodebeskrivelse er gitt i **Vedlegg A**.

8.3 Resultater og diskusjon

8.3.1 Sedimentasjon

Sedimenterende materiale (SM) er partikler som faller ned gjennom vannmassene og med tiden bygger opp bunnsedimentene. Basert på hvor mye tørrstoff som faller ned i en felle med kjent diameter over et kjent tidsintervall, kan man beregne sedimentasjonen i fellene. Dette betegnes som fluks av SM i vannmassene. Fluks av SM angir ikke sedimentasjonshastigheten av sediment til bunnen.

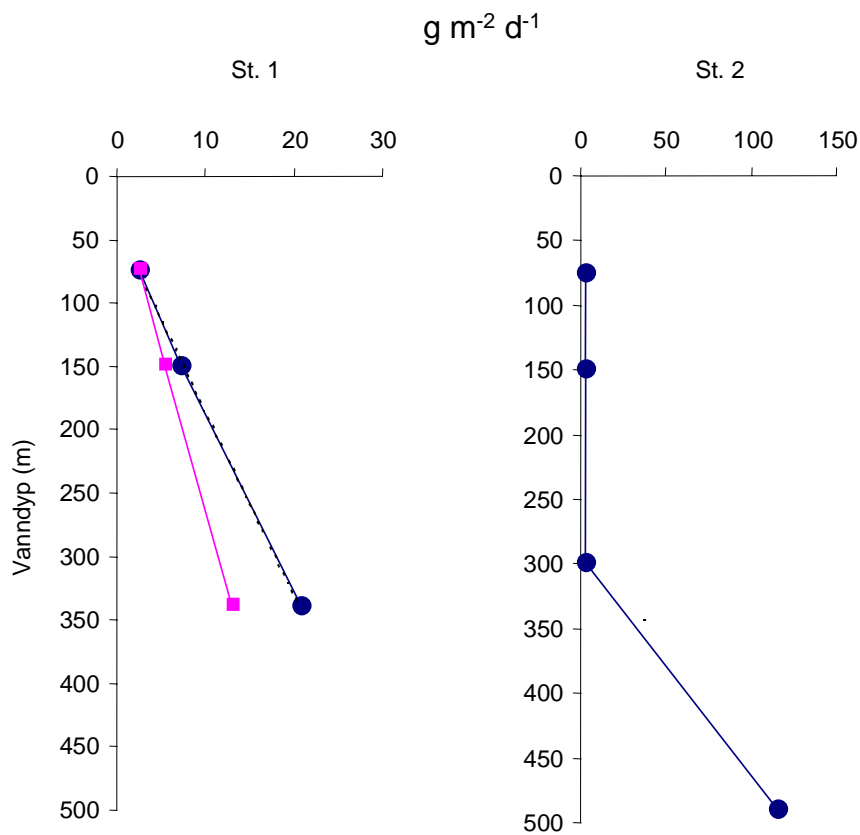
Generelt viste sedimentfellemålingene størst fluks av SM 10 m over bunnen, dvs. fellene som var plassert dypest fanget opp mest SM. Dette er naturlig i og med at den dypeste fellen fanger partikler fra en større vannmasse. Dette gjaldt både stasjon 1 og 2, men særlig på stasjon 2 (**Figur 43**). Den økende fluksen med dyppet kan forklares med økt dyp på stasjon 1 (jmf. teoretisk linje i **Figur 43**). Fluksen i fellene varierte i de enkelte periodene fra 2 til 366 g SM/m²/dag på hhv. 75 og 490 m dyp på stasjon 2 ved Bustneset. Dette er for store forskjeller til å kunne forklares med forskjeller i vanddyb. 2 g SM/m²/dag på 75 m dyp skulle gi 13 g SM/m²/dag på 490m hvis hver meter vannmasse forsynte fellene med like mye materiale.


Normalt vil en fjord med ferskvannstilførsel innerst i fjorden ha en utadgående overflatestrøm med lavt saltinnhold og en innadgående bunnstrøm av tyngre saltere vann. Det er tidligere vist at suspensjonstrømmer forekommer i Gullsmedvika i indre deler av fjorden, (NTH 1970, 1971). En suspensjonstrøm kan være tyngre enn en normal kompensasjonsstrøm pga. det store partikkelinnholdet og derved føre til at fjorden har en utadgående bunnstrøm. Det er blitt målt sterk bunnstrøm (opptil 25m/s) 50 cm over bunnen (NTH 1971). Denne avtok til 0 m/s 7 m over bunnen. Over dette var det en kompensasjonsstrøm som var noe svakere enn bunnstrømmen. Det ble i tillegg målt større mengder suspendert partikulært materiale i vannmassene nær bunnen enn høyere oppe i vannsøylen. Undersøkelsene den gang viste at det gikk en erosjonsrenne langs bunnen utover i fjorden.

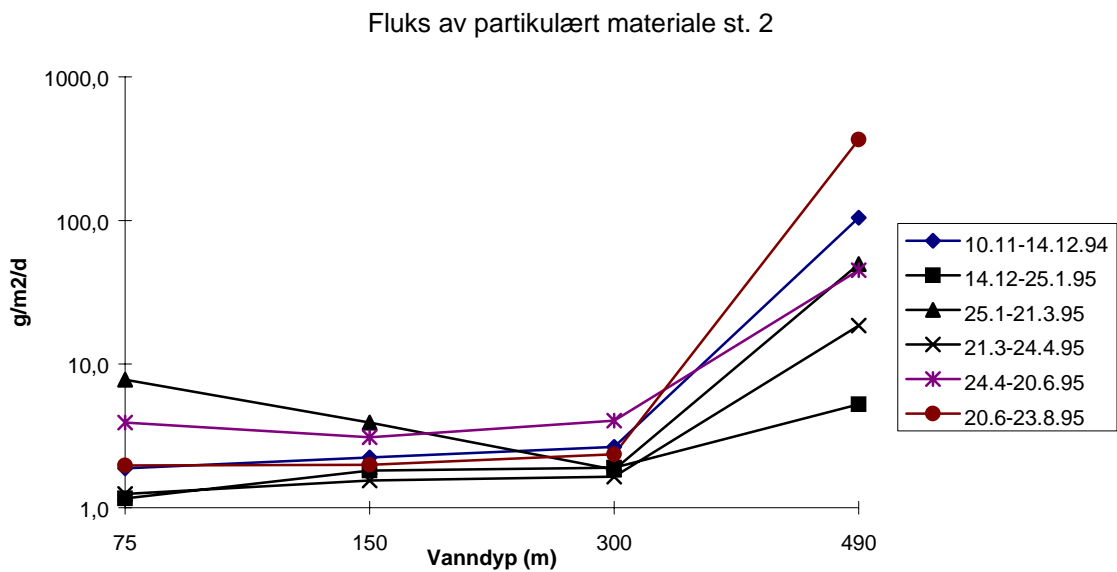
Fellene i foreliggende undersøkelse stod 10 m over bunnen, dvs. 3 m over det nivå det ble målt null strøm av NTH. Både på fellestasjon 1, men særlig på stasjon 2 ble den høyeste fluksen målt nærmest bunnen. Fra 24. mars til 21. juni 1995 ble det målt like høy fluks på 150 m vanddyb som på 340 m vanddyb på stasjon 1 (**Figur 44**). Komplette dataserie ble bare oppnådd på stasjon 2 (jfr. pkt. 8.2). Disse observasjonene indikerer at det foregår en betydelig bunntransport av partikulært materiale utover i fjorden, og at mektigheten av strømmen varierer over året.

Sammenlignet med andre områder med høy sedimentasjon, som utenfor Glomma, er fluksen av SM i Ranfjordens dypvann opp til 18 ganger høyere. Eksempelvis like utenfor Glommas munning hvor blydateringer har vist en sedimenttilvekst på over 1 cm/år, varierer fluksen av SM normalt mellom 10 og 20 g SM/m²/d, og under storflommen i 1995 ble det målt 90 g SM/m²/d på det meste (**Helland 1996a, b**).

Foreliggende målinger har for få data til å kunne gi sikre tall for hvor mye av avgangen fra Rana Gruber AS som sedimenterer i indre del av fjorden. Tar man utgangspunkt i en snittverdi på 2 g SM/m²/d, som er en representativ fluks for vannmassene over bunnstrømmen i fjorden innenfor Bustneset (anslått areal lik 45 km²), gir dette en fluks på 90 tonn/dag. Tilsvarende gir en verdi på 50 g SM/m²/d over strømmen en fluks på 2.250 tonn/dag i fjorden innenfor Bustneset, og maksimumverdien på 366 g SM/m²/d gir en fluks på 16.450 tonn/dag. Sistnevnte verdi tilsvarende målingene gjort i 1992 utenfor utslippene til Rana Gruber A.S. Det ble da målt 417 g SM/m²/d (Helland et al. 1994). Utslippene fra Rana Gruber A.S var i 1992 gjennomsnittlig ca.2.500 tonn/dag. Antar man at 50 g SM/m²/d er et representativt tall for gjennomsnittlig fluks i vannmassene i fjorden innenfor Bustneset, tilsier dette grovt regnet at mesteparten av avgangen fra Rana Gruber transporteres ut forbi Bustneset (stasjon 2).



Figur 43. Gjennomsnittlig fluks av sedimenterende materiale fra stasjon 1 og 2 ved ulike dyp i 1994 og 1995 i Ranfjorden.  = Teoretisk fluks i fellene som funksjon av økende vandndyp.



Figur 44. Fluks av sedimenterende materiale på stasjon 2 ved Bustneset i Ranfjorden 1994 og 1995.

Ut fra Havnevesenets observasjoner vet man at sedimentasjonen er stor i indre del av fjorden, og at bunnen er ustabil. Undersjøiske ras i indre fjordområde fører til resuspensjon av avgangen. Utløsning av ras har sammenheng med de fysiske egenskapene til avsetningene, men vannføring i Ranaelva vil også ha en stor betydning. Tilsvarende er observert i Glommaestuaret hvor det i perioder med lav vannføring avsettes sedimenter i elvemunningen som spyles ut ved flom (Skei 1987). De varierende verdiene i fluks i sedimentfellene nær bunnen gjennom året kan settes i sammenheng med slik resuspensjon og variasjoner i utslippene fra Rana Gruber.

8.3.2 Kjemisk sammensetning

Sedimenterende materiale skiller seg fra bunnsedimenter ved å være mer finkornet med et lavere innhold av mineralpartikler og et høyere organisk innhold. Dette fører til at SM gjerne har et høyere innhold av metaller enn bunnsedimenter.

Innholdet av metaller ble analysert på et utvalg av felleprøvene fra stasjon 2. I perioden 10.11-14.12.94 ble alle prøvene fra de ulike dypene analysert. Videre ble alle prøver fra 150 m dyp analysert i de øvrige periodene. Resultatene er gitt i **Tabell 8**.

Innholdet av jern (Fe) i SM lå mellom 6 og 9 %. Dette er noe høyere enn i bunnsedimentene i fjorden. I 1992 lå innholdet av jern i bunnsedimentet mellom 4,5 og 8 % (Helland et al. 1994). Innholdet av sink (Zn) i SM lå mellom 125 og 459 mg/kg, og dette var også noe høyere enn i bunnsedimentene i 1992 hvor nivåene lå mellom 75 og 300 mg/kg. Innholdet av bly (Pb) i SM var 40-244 mg/kg, mens tidligere målinger viste 20-185 mg/kg i bunnsedimentene.

For kobber (Cu) og kadmium (Cd) var det ingen forskjeller mellom SM og tidligere målinger i bunnsediment. Verdiene lå fra 47 til 92 mg Cu/kg SM og 0,2 til 0,3 mg Cd/kg SM.

Tabell 8. Metallinnhold i sedimenterende materiale fra stasjon 2 i Ranfjorden 1994 og 1995.

Dato	Vann- dyp	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Fe g/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	TN mg/g	TOC mg/g
10.11-14.12.94	75	0,29	89,3	81,2	244	290	4,9	41,9
“	150	0,21	84,9	78,4	163	312	1,7	23
“	300	0,18	84,4	78,6	163	459	1,8	21,1
“	490	0,2	47	84,8	40	125	0,5	5,3
14.12-25.1.95	150	0,33	92,1	88,6	175	343	1,8	22,6
25.1-21.3.95	150	0,19	91,5	87	102	233	1,7	17,4
21.3-24.4.95	150	0,2	80,3	77,2	79	223	5,2	39,4
24.4-20.6.95	150	0,34	69,5	61,4	62	218	3,7	31,5
20.6-23.8.95	150	0,24	74	71,8	82	258	2,7	27,8

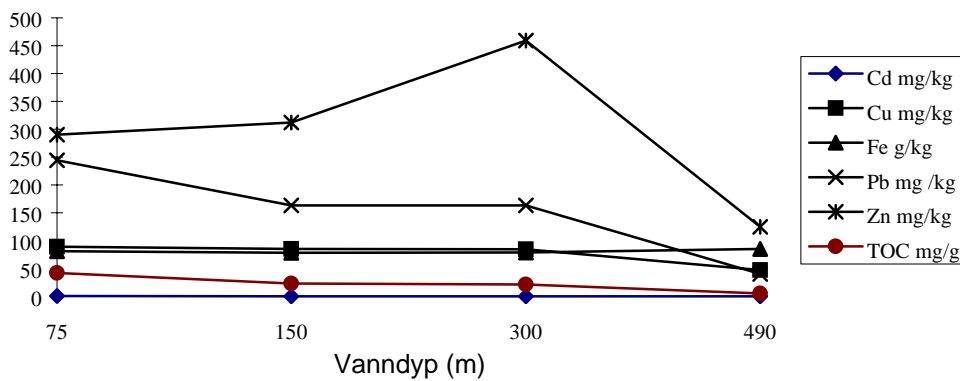
Det eksisterer ikke miljøkvalitetskriterier for SM slik som det gjør for bunnsedimenter, og derfor kan det ikke gjennomføres klassifisering av SM. Det kan nevnes at bunnsedimentene i 1992 ble klassifisert fra lite til markert forurenset. Det var bare bly som viste markert forurensning (Tilstandsklasse III i henhold til SFTs klassifiseringssystem).

Generelt viste kobber, bly, sink og organisk karbon (TOC) avtagende konsentrasjoner med økende dyp. Organiske partikler som faller ned gjennom vannmassene, utsettes for mikrobiell nedbrytning når de synker. SM fra de dypeste fellene vil derfor naturlig ha et lavere organisk innhold enn SM fra høyere vannlag. Hovedårsaken til lavere konsentrasjoner i de dypeste fellene er fortykning med

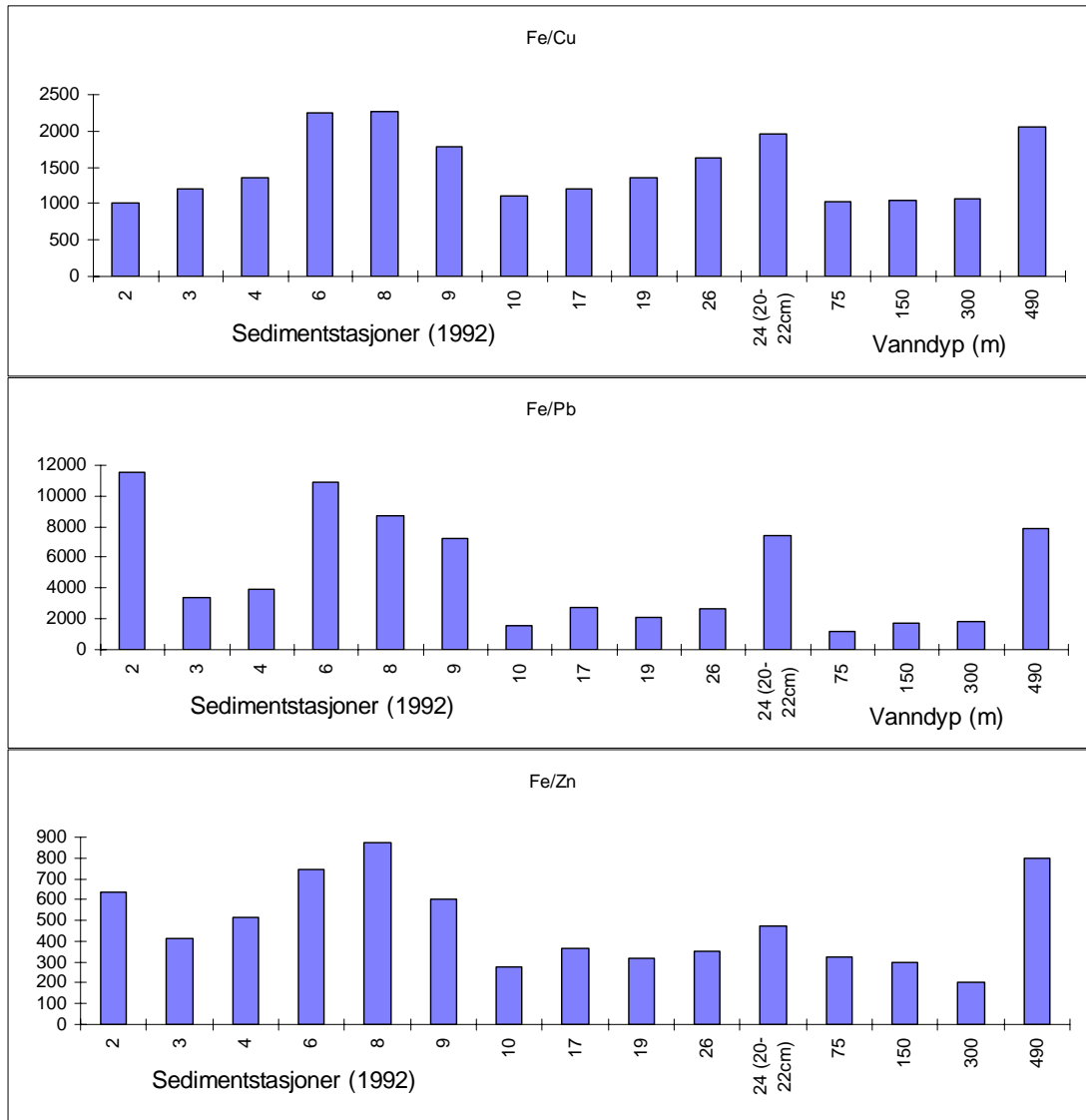
uorganisk materiale/gruveavgang. Jern viste motsatt tendens med den høyeste verdien i SM på 490 m dyp (**Figur 45**). Dette indikerer også at SM fra det største dypet består av gruveavgang som er rik på jern.

Siden jern er naturlig forekommende i gruveavgangen i relativt høy konsentrasjon (>10%), kan man benytte forholdet mellom jern og de andre metallene som indikasjon på hvor stor påvirkningen er av gruveavgang i SM og bunnsedimenter (**Figur 46**). **Figur 46** viser at SM fra dypvannet (490 m) hadde en relativt større andel av jern enn kobber, bly og sink i forhold til de overliggende vannmassene. Forholdstallene kan sammenlignes med bunnsedimenter fra stasjon 6, 8 og 9 samt med bakgrunnsverdiene for disse metallene i fjordsedimentene. Dette stemmer godt overens med at sedimentstasjon 6, 8 og 9 ligger i det mest intense sedimentasjonsområdet for gruveavgang. Bakgrunnsverdiene som er oppgitt, refererer seg til sedimenter fra 20-22 cm sedimentdyp på stasjon 24 som ligger lenger ut i fjorden enn utløpet av Sørfjorden. Bakgrunnsverdier av metaller i bunnsedimenter reflekterer berggrunnen i nedbørsfeltet og stemmer således godt med gruveavgang fra området.

Siden fluksen av SM var høy i fellen på 490 m, blir også fluksen av metaller stor. **Figur 47** viser fluksen av de ulike metallene ved ulike dyp på stasjon 2 ved Bustneset 10.11 - 14.12.94.

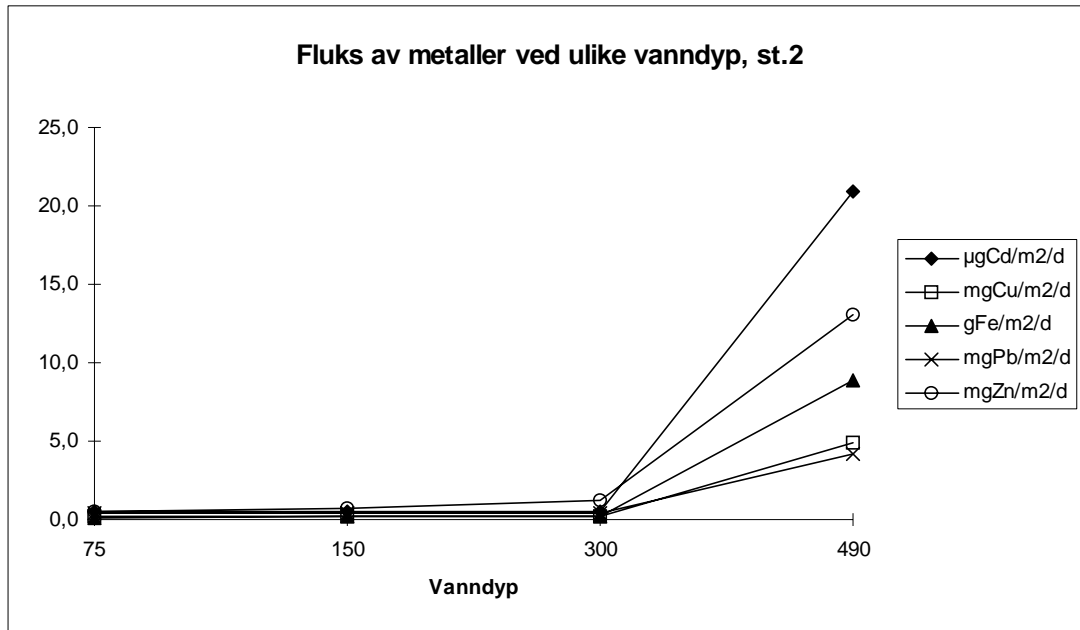


Figur 45. Konsentrasjon av metaller i sedimenterende materiale fra stasjon 2 i Ranfjorden 1994/1995.



Figur 46. Forholdet mellom jern og hhv. kobber, bly og sink i SM fra stasjon 2 i Ranfjorden og i bunnsedimenter fra 1992, data fra Helland et al. 1994.

1994/1995



Figur 47. Fluks av metaller i vannmassene ved ulike dyp i Ranfjorden ved Bustneset.

8.4 Konklusjoner

Det sedimenterende materialet i dypvannet er vesentlig forskjellig fra materialet fanget opp i feller i de øvre vannmassene ved et relativt høyt innhold av jern og et lavt innhold av organisk karbon. Dette viser at det sedimenterende materiale fanget opp i sedimentfeller nær bunnen i Ranfjorden er dominert av gruveavgang. Den store mengden sedimenterende materiale fra fellene 10 m over bunn viser at gruveavgangen sannsynligvis transporteres som en suspensjonstrøm utover i fjorden. Antall stasjoner og data fra sedimentfellestasjoner er for få til å gi sikre anslag av hvor store mengder avgang som transporteres ut forbi Bustneset. Antar man imidlertid at $50 \text{ g SM}/\text{m}^2/\text{d}$ er et representativt tall for gjennomsnittlig fluks i vannmassene i fjorden innenfor Bustneset, tilsier dette grovt regnet at halvparten av avgangen fra Rana Gruber transporteres ut forbi Bustneset.

9. Bløtbunn

9.1 Tidligere bløtbunnsundersøkelser i Ranfjorden

Undersøkelser av bløtbunnsfauna i Ranfjorden i 1981 (Rygg 1983) viste reduserte organismsamfunn i indre deler av fjorden. Også observasjonene av bløtbunnsfaunaen i 1992 (Helland et al. 1994) viste nedsatt arts mangfold i indre fjord (Nordrana), men et normalt arts mangfold i ytre del av Ranfjorden. Det lavere arts mangfoldet og forskjellen i artssammensetning i indre fjord sammenlignet med ytre fjord falt sammen med større innslag av gruveavgang i sedimentet i indre fjord. Det ble antatt at tilførselen av gruveavgang til fjorden var en av hovedårsakene til det reduserte arts mangfoldet i indre fjord. Faktorer som naturlig sedimentasjon fra Ranaelva og avstanden til åpen kyst kan imidlertid også ha vært medvirkende årsaker.

Indre del av fjorden hadde høyere individ- og artstall i 1992 enn i 1981, mens arts mangfoldet (diversitetsindeksen) bare var moderat forhøyet. Enkelte arter viste markert økning i individtall. Alt i alt ble det registrert en rikere fauna i 1992 enn i 1981. Det kunne ikke sies med sikkerhet at dette skyldtes at forurensningsbelastningen var mindre i 1992 enn i 1981. Også naturlige bestandsfluktasjoner kan ha spilt en rolle for forskjellen mellom årene. Konsentrasjonene av metaller i sedimentene i 1992 var omtrent som tidligere og stort sett på moderate nivåer. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) var lavere enn tidligere. Innholdet av gruveavgang i sedimentene i indre fjord i 1992 var fremdeles høyt, men sedimentasjonsraten var antagelig mindre i 1988-1992 enn før 1988, da utslippene til sjø var betydelig større. Dette kan ha gitt en viss forbedring i livsbetingelsene for faunaen (Helland et al. 1994). Fra 1993 belastes fjorden igjen med større mengder gruveavgang.

9.2 Formålet med bløtbunnsundersøkelsene i 1994-1996

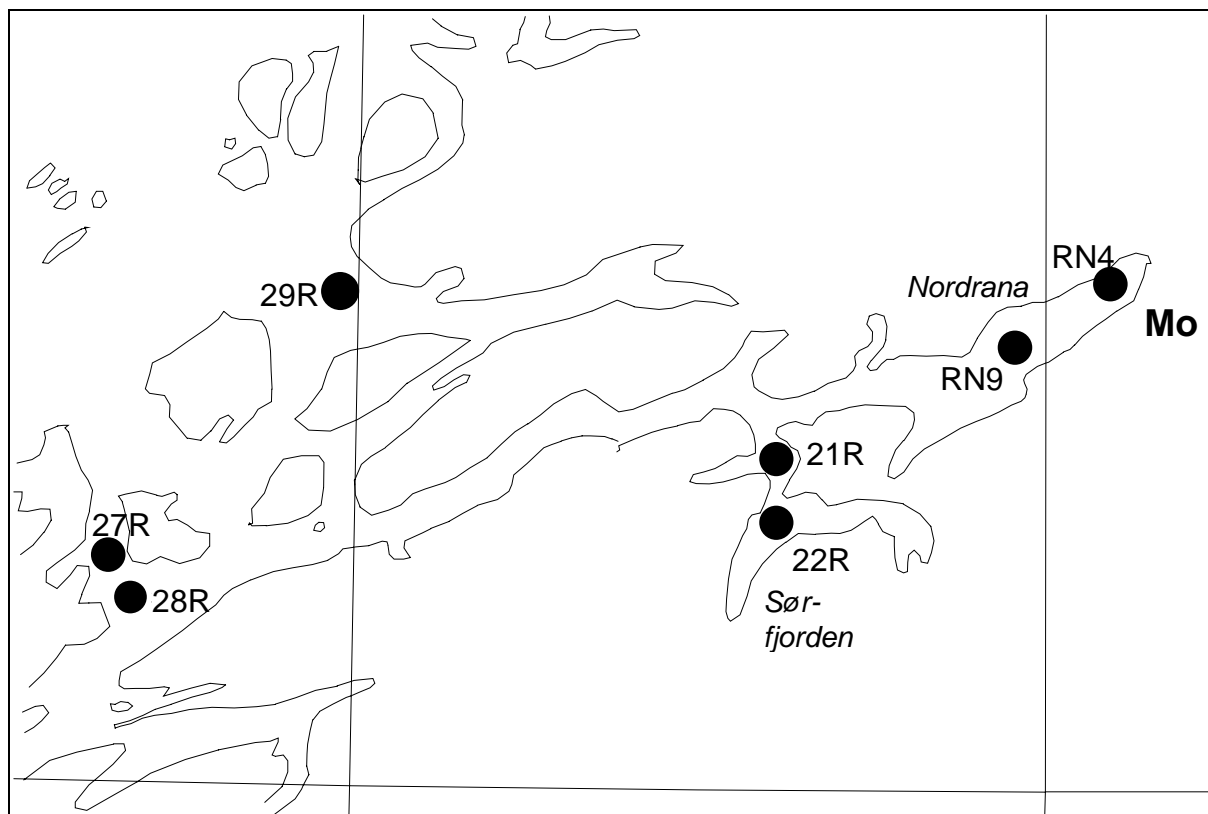
I rapporten fra undersøkelsene i 1992 (Helland et al. 1994) ble det konkludert med at bløtbunnsfaunaen i Ranfjorden (særlig i indre del) var påvirket av gruveavgang. Mangelen på referansestasjoner (stasjoner utenfor gruveavgangens influensområde) gjorde imidlertid at konklusjonene ble noe usikre. Det ble derfor foreslått noen nye stasjoner. Prøver fra to stasjoner i Sørfjorden (en sidefjord som kan betraktes som en referansefjord til Nordrana) og en stasjon helt utenfor Ranfjordområdet brukes som sammenligningsgrunnlag for observasjonene fra selve Ranfjorden. To av stasjonene fra undersøkelsen i 1992 (RN4 og RN9 i Nordrana) undersøkes på nytt for å dokumentere eventuelle virkninger av gjenoppstartet utslipp av grovfraksjon fra Rana Gruber til fjorden.

Selv om konsentrasjonene av organisk materiale i sedimentet er høyere i ytre enn i indre Ranfjorden, er den likevel lavere enn f.eks. langs kysten av Sør-Norge. Et viktig spørsmål er om gruveavgang har påvirket Ranfjorden helt ut til ytterste del eller om det fra naturens side er et lavere innhold av organisk materiale i sedimentet på nordlandskysten (og i Ranfjorden) enn i Sør-Norge. Ved å ta sediment- og faunaprøver utenfor selve Ranfjorden, på lokaliteter som er representative for naturtilstanden i området, kan dette spørsmålet avklares.

Resultatene fra 1996 sammenlignes med 1994 og 1992 for å fastslå om utslippsendringer har påvirket faunaen.

9.3 Materiale og metoder

Prøver av sedimenter og bløtbunnsfauna ble innsamlet 7. - 9. november 1994 og 14. - 15. september 1996. Stasjonskartet er vist i **Figur 48**. På hver av stasjonene ble det tatt to prøver med en 0,1 m² bunngrabb (Day-grabb).



Figur 48. Bløtbunnsstasjoner 1994 og 1996. Tilleggsstasjonene 28R og 29R ble tatt bare i 1994 og bare sedimentparametre (ikke fauna) er analysert på disse to stasjonene.

Stasjon 28R og 29R i 1994 ble tatt som tilleggsstasjoner til stasjon 27R for å ha reservemateriale av bløtbunnsfaunaen på ytre kyst, i tilfelle stasjon 27R skulle gi utilfredsstillende materiale.

Fra hver grabbprøve ble det tatt ut sediment (0-2 cm) for analyse av andel finstoff (silt/leire-partikler) og innhold av organisk karbon. Grabbprøvene ble deretter vasket gjennom 1 mm sifter og det gjenværende materiale fiksert i 4% nøytralisert formalin og senere overført til 70% etanol.

I sedimentprøvene fra alle sju stasjoner i 1994 (14 grabbprøver) er det analysert total organisk karbon (TOC), nitrogen (TN), glødetap og kornstørrelse (%<63µm). Faunaen ble analysert i prøvene (10 grabbprøver) fra de fem stasjonene RN4, RN9, 21R, 22R og 27R.

Sedimentanalyser av grabbprøvene ble utført for å kunne benyttes som støtteparametre ved tolkningen av faunaresultatene. En annen hensikt med disse analysene var å kunne beskrive eventuelle unormale forhold i sedimentet som følge av utslippene av gruveavgang. Kornfordeling (som %<63 µm) og konsentrasjon av organisk karbon og nitrogen i "bulk" (ikke siktet) prøve ble bestemt. Sedimentfraksjonen <63µm ble bestemt ved våtsikting. Organisk karbon og nitrogen ble analysert med CHN-

elementanalysator etter at uorganiske karbonater var fjernet med saltsyre. Sedimentparametre som sedimentets finhet og innhold av organisk karbon og nitrogen påvirkes av sedimentasjonsforholdene. Det benyttes en normalisering av TOC-verdiene som tar hensyn til sedimentets innhold av finstoff (Aure et al. 1993). Kornstørrelsen på 63µm angir grenseverdien mellom sand og det som er finere enn sand, nemlig silt og leire. I marine sedimenter er det en nær sammenheng mellom sedimentets innhold av finstoff (<63µm) og konsentrasjonen av totalt organisk karbon. TOC-konsentrasjonen ligger normalt mellom 17 og 22 mg/g i sedimenter med høyt (>90%) finstoffinnhold (Rygg 1995a). Nyere analysemetoder tyder på at verdiene normalt ligger mellom 19 og 25 mg/g.

På laboratoriet ble dyrene sortert ut av materialet som ble igjen på siktene, artsbestemt og talt. Parametre som individtetthet for hver art, artsmangfold m.m. for hver enkelt grabb og for stasjonen ble bestemt.

Klassifiseringen av tilstand i faunasamfunnene følger hovedsakelig Rygg og Thélin (1993), dvs. klassifisering basert på artsmangfold. Artsmangfold er beregnet ved indeksen H (Shannon og Weaver 1963) og ved forventet antall arter pr. 100 individer (ES_{100}) (Hurlbert 1971). I tillegg er det tatt hensyn til forekomst og dominans av forurensningstypiske arter i faunaen. Indikatorartsindeksen AI (Rygg 1995b) viser om det er overvekt av forurensningstolerante eller forurensningsømfintlige arter i prøvene.

9.4 Resultater

9.4.1 Sedimenter

Posisjoner, dyp og en kort beskrivelse av sedimentet er gitt i **Tabell 9** og **Tabell 10**.

Resultatene fra sedimentanalysene er vist i **Tabell 11**.

Tabell 9. Sedimentbeskrivelser 1994. Stasjonskodene er endret noe fra tidligere for å samsvare med stasjonskodene i databasen. Numrene i koden er de samme ved alle undersøkelser.

Stasjon	Nord	Øst	Dyp (m)	Sedimentbeskrivelse
RN4	66°19,10	14°06,00	215	Glimmeraktig rødbrunt stoff, lettspylt
RN9	66°16,60	13°56,20	491	Glimmer, rødbrunt stoff, lettspylt
21R	66°12,70	13°35,80	72	Grå, fin, halvhard leire, tynt brunt lag på toppen
22R	66°10,40	13°37,00	205	Grå, fin, halvhard leire, tynt brunt lag på toppen.
27R	66°09,10	12°40,00	303	Fin, grå leire
28R	66°08,10	12°40,60	308	Fin, grå leire, en del skjellsand
29R	66°18,10	12°58,70	379	Grå leire, lettspylt

Tabell 10. Sedimentbeskrivelser 1996

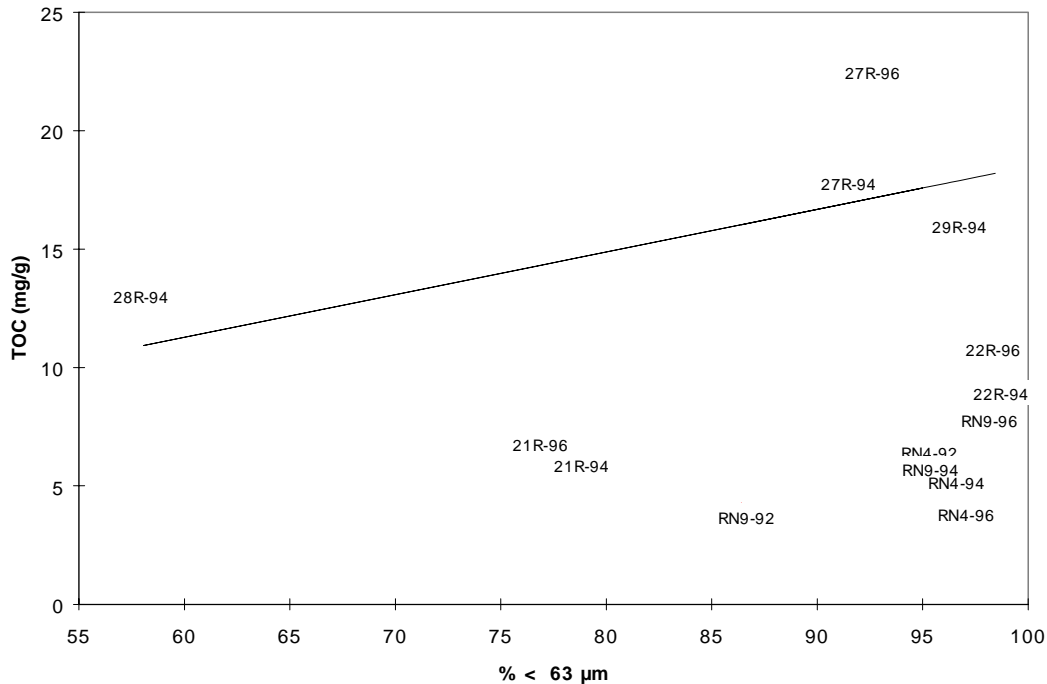
Stasjon	Nord	Øst	Dyp	Sedimentbeskrivelse
RN4	66°19,10	14°06,00	215	Fulle grabber. Tynt, mørkt rødbrunt topplag. Rødbrun gruveavgang med glimmer i. Gikk lett gjennom siktene, men hardpakket seg i spylebordet. Sikterest: 0.5-1 dl tomme rør (hudaktige, <i>Polydora?</i>), ca. 1mm store kull- eller kokspartikler, tomme skall av små <i>Thyasira</i> og <i>Delectopecten</i> , noe kvist og strå.
RN9	66°16,60	13°56,20	491	Som stasjon RN4. Sikterest: Ca. 1 dl, mørke organiske partikler, av varierende terrestrisk opprinnelse.
21R	66°12,70	13°35,80	72	Fulle grabber. Tynt, brunt topplag. Lys olivenfarget siltig leire, noe hardere nedover. Sikterest: 1,5-2 dl grus, skall, organiske partikler (treflis o.a.), rester av rør, foraminiferkuler (av sand).
22R	66°10,40	13°37,00	205	Fulle grabber. Tynt, brunt topplag. Olivenfarget løs siltig leire, mot bunnen av grabben blågrå hardere leire. Sikterest: Ca. 2 dl, store skall av <i>Astarte elliptica</i> , organiske partikler (bl.a. treflis).
27R	66°09,10	12°40,00	303	Fulle grabber. Lys oliven siltig leire, løs og lettspylt. Sikterest: Ca. 0.5 dl skjellsand, noe skall og rør.

Tabell 11. Sedimentets innhold av finstoff (<63µm), totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN). Gjennomsnittlige verdier pr. stasjon i 1992, 1994 og 1996¹.

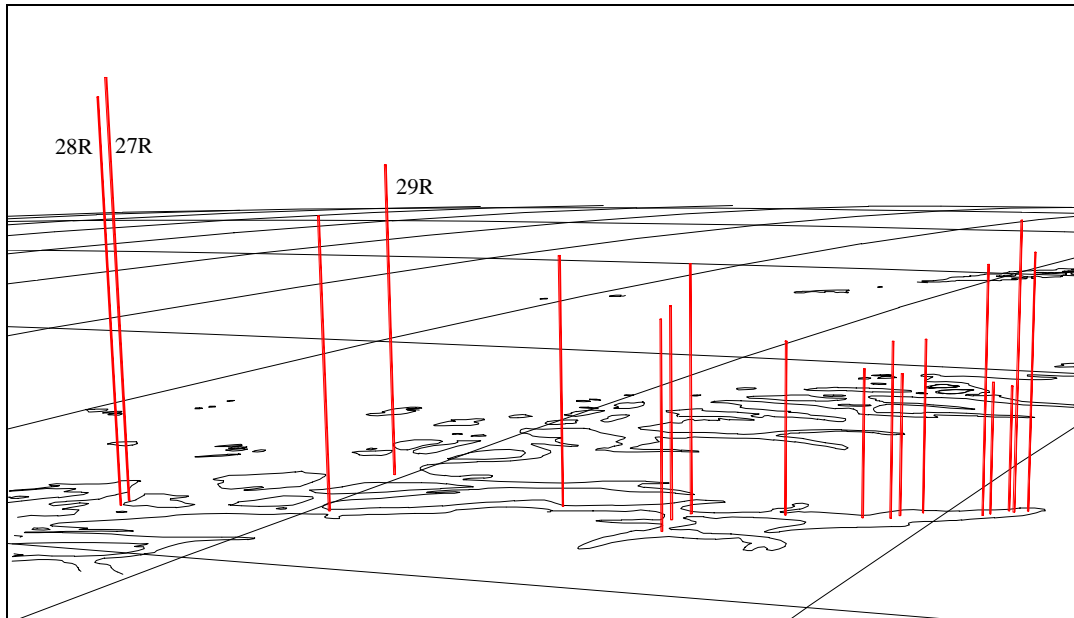
Stasjon	År	< 63µm (%)	TOC (mg/g)	TN (mg/g)
RN4	1992	95,0	6,4	
RN4	1994	96,1	5,9	
RN4	1996	96,7	4,1	
RN9	1992	86,4	4,1	
RN9	1994	95,0	6,1	
RN9	1996	97,8	8,0	1,1
21R	1994	78,5	6,2	
21R	1996	76,6	7,1	
22R	1994	98,4	9,2	1,3
22R	1996	97,8	11,0	1,2
27R	1994	91,1	17,9	2,7
27R	1996	92,1	22,4	2,8
28R	1994	58,1	13,2	2,0
29R	1994	96,3	16,0	2,4

¹ Data for hver enkelt grabb i 1994 og 1996 finnes i NIVAs database (for 1996 i Tabell 18 i Vedlegg)

I **Figur 49** er verdiene for TOC plottet mot finstoffinnhold ($\% < 63\mu\text{m}$). I figuren er også "normallinjen", som er basert på et stort antall prøver tatt langs kysten av Sør-Norge (Aure et al. 1993), lagt inn. Det framgår at TOC-verdiene i indre Ranfjorden (inkludert Sørfjorden) var lavere enn normalt. I kystsedimentene utenfor Ranfjorden (stasjon 27R, 28R og 29R) var TOC-verdiene omkring det normale. Relative forskjeller i TOC mellom stasjonene er vist i **Figur 50**.



Figur 49. Plott av totalt organisk karbon (TOC) mot % finstoff ($< 63\mu\text{m}$) i sedimentet i 1992, 1994 og 1996.



Figur 50. Relative konsentrasjoner av totalt organisk karbon i sedimentet på stasjonene i og utenfor Ranfjorden (gjennomsnitt 1992-1996, korrigert for sedimentets andel av finstoff). Stasjonene utenfor Ranfjorden er merket med de respektive stasjonskoder.

9.4.2 Fauna

Artssammensetning

De komplette artslistene fra 1994 og 1996 finnes i **Vedlegg B**. Også resultatene fra felles stasjoner i 1992 er tatt med for sammenligning. **Tabell 12-Tabell 16** viser individtall av de vanligste artene i 1992-1996.

Tabell 12. Individttall pr. grabb av de vanligste artene på stasjon RN4 i 1992, 1994 og 1996.

GRUPPE	FAMILIE	ART	Stasjon RN4					
			1992	1992	1994	1994	1996	1996
			I	II	I	II	I	II
POLYCHAETA	Amphinomidae	Paramphinome jeffreysii (McIntosh)	8	16	40	25	25	83
POLYCHAETA	Paraonidae	Paradoneis Iyra (Southern 1914)		1			30	36
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio sp	74	131	151	97	262	352
POLYCHAETA	Spionidae	Spiophanes kroeyeri Grube 1860	50	33	56	87	128	156
POLYCHAETA	Cirratulidae	Chaetozone setosa Malmgren 1867	3	1	3		62	94
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	15	8	15	8	29	41
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele heeri Malmgren 1867	605	249	42	75		
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele oculata Zaks 1922	134	127	74	71	1	1
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella fraterna Verrill & Bush	49	32	29	32	12	11
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella lenticula (Mueller 1842)	2	2		1	23	11
BIVALVIA	Pectinidae	Delectopecten vitreus (Gmelin 1789)	1	2	2	4	21	29
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira equalis (Verrill & Bush)	155	266	346	172	260	301
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)	69	67	42	53	38	86
BIVALVIA	Scrobiculariidae	Abra nitida (Mueller 1789)	89	58	19	15	2	8

Tabell 13. Individttall pr. grabb av de vanligste artene på stasjon RN9 i 1992, 1994 og 1996.

GRUPPE	FAMILIE	ART	Stasjon RN9					
			1992	1992	1994	1994	1996	1996
			I	II	I	II	I	II
POLYCHAETA	Amphinomidae	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	58	189	178	36	49	6
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio sp	51	23	22	21	26	4
POLYCHAETA	Cirratulidae	Chaetozone setosa Malmgren 1867	98	67	29	19	10	13
POLYCHAETA	Cossuridae	Cossura longocirrata Webster & Benedict	36	8	33	3	10	2
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	45	14	34	3	37	50
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira equalis (Verrill & Bush)	35	9	207	322	51	10
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)			9	33	1	
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira sarsi (Philippi 1845)		90			2	5
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira sp	51	77				

Tabell 14. Individttall pr. grabb av de vanligste artene på stasjon 21R i 1994 og 1996.

GRUPPE	FAMILIE	ART	Stasjon 21R			
			1994	1994	1996	1996
			I	II	I	II
POLYCHAETA	Amphinomidae	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	12	24	55	49
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	14	38	19	18
POLYCHAETA	Terebellidae	Streblosoma intestinalis M.Sars 1872	64	47	49	36
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)	75	74	57	58
BIVALVIA	Kelliellidae	Kelliella miliaris (Philippi 1844)	177	97	77	32
AMPHIPODA	Melitidae	Eriopisa elongata Bruzelius	15	16	14	13

Tabell 15. Individttall pr. grabb av de vanligste artene på stasjon 22R i 1994 og 1996.

GRUPPE	FAMILIE	ART	Stasjon 22R			
			1994	1994	1996	1996
			I	II	I	II
POLYCHAETA	Amphinomidae	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	35	18	60	13
POLYCHAETA	Spionidae	Spiophanes kroeyeri Grube 1860	282	186	46	74
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	59	35	69	64
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella fraterna Verrill & Bush	17	43	7	4
BIVALVIA	Kelliellidae	Kelliella miliaris (Philippi 1844)	4	46	1	6
TANAIDACEA	Apseudidae	Apseudes spinosus (M.Sars)	37		59	
AMPHIPODA	Melitidae	Eriopisa elongata Bruzelius	20	14	22	25
AMPHIPODA	Phoxocephalidae	Harpinia sp	12	4	17	14

Tabell 16. Individttall pr. grabb av de vanligste artene på stasjon 27R i 1994 og 1996.

GRUPPE	FAMILIE	ART	Stasjon 27R			
			1994	1994	1996	1996
			I	II	I	II
POLYCHAETA	Paraonidae	Paradoneis lyra (Southern 1914)	8	16	1	3
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	26	38	56	33
AMPHIPODA	Melitidae	Eriopisa elongata Bruzelius	23	17	8	7
SIPUNCULIDA		Onchnesoma steenstrupi Koren & Danielssen	7	9	4	1

Artsmangfold og andre faunaparametre

Tabell 17 viser verdiene for arts mangfold og andre faunaparametre på stasjonene i 1992, 1994 og 1996.

Tabell 17. Artstall, individtall, arts mangfold (to indekser) og indikatorartsindeks i 1992-1996.

Stasjon	År	Artstall	Individtall	Arts mangfold (H)	Arts mangfold (ES ₁₀₀)	Indikatorarts- indeks (AI)
RN4	1992	45	2436	3.23	16.30	7.53
RN4	1994	48	1670	3.55	18.56	7.28
RN4	1996	43	2347	3.44	18.10	7.30
RN9	1992	31	931	3.26	14.20	6.93
RN9	1994	31	1056	2.58	13.56	6.45
RN9	1996	24	415	3.45	15.76	7.20
21R	1994	69	882	3.85	25.46	7.54
21R	1996	85	803	4.68	32.64	7.80
22R	1994	39	951	2.99	16.93	7.19
22R	1996	47	650	3.89	22.19	7.20
27R	1994	38	248	3.96	26.19	8.68
27R	1996	28	185	3.20	22.78	8.20

9.5 Diskusjon

9.5.1 Tilstand og utvikling

Som i 1992 ble det i 1994 og 1996 funnet lavt innhold av totalt organisk karbon (TOC) i sedimentene i Nordrana. Også i Sørfjorden (stasjon 21R og 22R) var karbonverdiene tydelig lavere enn normalt (**Figur 49, Tabell 11**). På stasjonene utenfor Ranfjorden (27R, 28R og 29R) lå karbonverdiene omkring det normale for marine sedimenter (**Figur 49** og **Figur 50**). De unormalt lave verdiene i hele Ranfjorden (Helland et al. 1994), inkludert Sørfjorden og særlig Nordrana, skyldes etter alt å dømme gruveavgang. Avgangen, som består av mineralpartikler, tynner ut det organiske materialet i sedimentet. Den tilsynelatende økningen i TOC fra 1994 til 1996 på stasjon 27R og 22R kan forklares ved en forbedret analysemetodikk som ble innført ved NIVAs laboratorium i 1995.

Individtettheten av bunndyr var høyere inne i fjordsystemet enn utenfor. Særlig høy var den på den innerste stasjonen (RN4). På stasjonen utenfor fjorden (27R) var individtettheten forholdsvis lav, men likevel innenfor et normalt variasjonsområde for denne type lokaliteter. Innerst i Ranfjorden var det betydelige mengder organiske fragmenter både av marin opprinnelse og fra land på bunnen. Dette kan ha bidratt til høyere næringstilgang og også til at flere små dyr ble holdt tilbake i siktene.

Normal verdi for artsmangfold (H) er 3.5-4.5 og for artsmangfold (ES_{100}) 20-35. Verdier lavere enn ca. 3 for H og ca. 18 for ES_{100} tyder på ugunstige miljøforhold (Rygg og Thélín 1993). Normal verdi for indikatorartsindeks (AI) er 7-8. AI pleier å ha noe lavere verdier (6.5-7) i områder med grunnere dyp enn ca. 100 m (Rygg 1995b). Verdier lavere enn ca. 6 tyder på ugunstige miljøforhold.

Den artsrikeste faunaen fantes på den grunne stasjonen 21R (72 m) i Sørfjorden. Artsmangfoldet var normalt høyt på stasjon 21R og på 27R. Lavest artstall, artsmangfold og indikatorartsindeks i alle tre år hadde stasjon RN9 (i dypbassenget i Nordrana). Også stasjon RN4 (1992, 1994 og 1996) og stasjon 22R (1994) hadde nedsatt artsmangfold. Endringene fra 1992 til 1994 og 1996 var små på alle stasjoner, bortsett fra at en noe artsrikere fauna ble registrert på stasjonene i Sørfjorden i 1996 enn i 1994 (**Tabell 17**).

Det var noe variasjon i forekomsten av dominerende arter fra år til år på de to stasjonene i Nordrana, særlig RN4 (**Tabell 15**). Det var en kraftig nedgang for børstemarkslekten *Myriochele* fra 1992 til 1996, mens børstemarken *Chaetozone setosa*, som tidligere nesten ikke fantes, var tallrik i 1996. Stasjonen ligger i det aller innerste partiet i fjorden. Her kan det være lokale variasjoner på bunnen som gjør at representativiteten av prøvene blir ulik fra tokt til tokt. Det kan også være forskjeller i påvirkning fra år til år, både fra utslipp, fysiske forstyrrelser og ulik sedimentering av materiale fra elva. Forskjeller i prøvene fra år til år kan derfor skyldes lokale tilfeldigheter som ikke kan sies å representere noen miljøendring for lokaliteten som helhet.

10. Henvisninger

- Aure J, Dahl E, Green N, Magnusson J, Moy F, Pedersen A, Rygg B, Walday M, 1993. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1990 og samlerapport 1990-91. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 510/93. 100 s. (NIVA-rapp. l.nr. 2827).
- Bjerknes, V. 1966. Stofftilførsler fra Ranelva til Ranfjorden. Bedømmelse av vannkvalitet i Ranavassdraget. NIVA-rapp. l.nr. 3518. 35 s.
- Bjørklund, P.O., J.R. Hasle & I. Nestaas. 1998. Norsk Jernverk AS. Konsekvensanalyse av ferrokromproduksjon. Oppdrag P-88-057. A/S Miljøplan. 104 s.
- Bustnes, J.O. 1992. Utviklingen i vannfuglbestanden i indre Ranafjorden gjennom en periode med sterk forurensning (1972-92). NINA Oppdragsmedling 177:1-24.
- Clifford H T, Stephenson W, 1975. An Introduction to Numerical Classification. Academic Press, 229 pp.
- Golmen, L.G. 1991. Vurdering av Rana Gruber A/S sitt industriavløp i indre Ranafjorden. NIVA-rapport l.nr. 2656. 62 s.
- Golmen, L.G., & N.W. Green. 1991. Målinger av hydrografi og lystransmisjon i Indre Ranafjorden 5. oktober 1991. Notat 2/1 1991. NIVA-Vestlandsavdelingen, Bergen.
- Green, N.W., J. Knutzen, L. Berglind & L.G. Golmen. 1993. Undersøkelse av miljøgifter i sediment og organismer fra Ranfjord 1989-90. Prosjekt 800310. NIVA-rapp. l.nr. 2872. 157 s.
- Green, N.W., J. Knutzen & L. Berglind. 1994. Undersøkelse av miljøgifter i organismer fra Ranfjord 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 550/94, 47 s. (NIVA-rapp. l.nr. 3025.)
- Green, N.W., A. Pedersen, M. Walday & T. Jacobsen. 1995. Ranfjorden 1992/93 – Gruntvannssamfunn. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 625/95. TA-nr. 1267/1995. 123 s. (NIVA-rapp. l.nr. 3337.)
- Hagelund, J.E., & K. Tangen. 1991. Eutrofieringsforholdene i indre Ranfjorden. Oceanor rapport R-91003.
- Helland, A. 1996a. Tilførsel av partikulært materiale til Glommaestuariet og områdene utenfor i forbindelse med flommen i Glomma 1995. SFT-rap. TA 1350/1996, 50s. (NIVA-rapp. l.nr.3503-96).
- Helland, A. 1996b. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Sedimenterende materiale og bunnsedimenter 1994. SFT-rap. TA-1327/1996, 83 s. (NIVA-rapp.
- Helland A, Rygg B, Sørensen K, 1994. Ranfjorden 1992/93. Hydrografi, sedimenterende materiale, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 551/94, 84 s. (NIVA-rapp. l.nr. 3087.)

- Helland, A., T. Bakke & J. Molvær. 1995. Konsekvensvurdering av utslipp fra Koksverktomta til Ranfjorden. NIVA-rapp. l.nr. 3311. 35 s.
- Holmen, S.A., & Ø. Tryland. 1977. Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 1. Forurensningstilførsler. Foreløpig rapport. O-31/75, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 71 s.
- Hurlbert, S.N. 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53, 577-586.
- Kirkerud, L., T. Bokn, J. Knutzen, K. Kvalvågnes, J. Magnusson & J. Skei. 1977. Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. O-31/75. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 141 s.
- Kirkerud, L., M. Haakstad, J. Knutzen, B. Rygg, J. Skei & Ø. Tryland. 1985. Basisundersøkelse i Ranafjorden – en marin industriresipient. Samlerapport. . Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 207/86, 76 s. (NIVA-rapp. l.nr. 1800.)
- Loring, D.H. & Rantala, R.T.T. 1992. Manual for geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth Sci. Rev.* 32, 235-283.
- Leussen, W. van. 1988. Aggregation of particles, settling velocity of mud flocs, a review. Pp. 347-403 in J. Dronkers & W. van Leussen (eds.): *Physical Processes in Estuaries*. Berlin, Heidelberg, New York. Springer Verlag.
- Loring, D.H., & R.T.T. Rantala. 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews*, 32:235-283.
- NTH. 1963. Utløpet av Ranaelva. Modellforsøk, delrapport nr. 1. Norges Tekniske Høgskole, Trondheim, Vassdrags- og Havnelaboratoriet. Oppdrag nr. K-6052. 4 s.
- NTH. 1966. Utløpet av Ranaelva. Modellforsøk. Norges Tekniske Høgskole, Trondheim, Vassdrags- og Havnelaboratoriet. VHL-rapport. Opprag nr. 600052 og 600256.
- NTH. 1970. Suspensjonsstrømmer i naturen. Ekkolodding i Mo i Rana 1968-1969. Norges Tekniske Høgskole, Trondheim, Vassdrags- og Havnelaboratoriet. Oppdrag nr. 600343. 4 s.
- NTH. 1971. Suspensjonstrømmer i naturen. Undersøkelser i Ranfjorden 1971. Norges Tekniske Høgskole, Trondheim, Vassdrags- og Havnelaboratoriet. Oppdrag nr. 600343, 18 s.
- NTH. 1979a. Etterkontroll ved bobleanlegget Mo i Rana Nov. 78 – Feb. 79. Norges Tekniske Høgskole, Trondheim, Vassdrags- og Havnelaboratoriet. Rapp. nr. A79026.
- NTH. 1979b. Strømmålinger ved Koksverkskaia. Norges Tekniske Høgskole, Trondheim, Vassdrags- og Havnelaboratoriet. Rapp. STF60 F79037.
- NTH. 1982. Etterprøving av bobleanlegget ved Mo i Rana. Oversikt over tidligere undersøkelser. Norges Tekniske Høgskole, Trondheim, Vassdrags- og Havnelaboratoriet. Rapp. nr. 2-82048.
- Næs, K., & J. Skei. 1983. Basisundersøkelser i Ranfjorden. En marin industriresipient. Delrapport III. Løste metaller og partikler i vannmassene. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 67/83. 49 s. (NIVA-rapp. l.nr. 2385).

- Palmork, K.H. 1974. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. Pp. 99-125 i Nionde nordiska symposiet om vattenforskning. Fjorder og kystvann som resipienter. Trondheim 27-29/6 1973. Publ. 1974:4, NORDFORSK, Miljövårdssekretariatet, Helsinki.
- Rygg B, 1983. Basisundersøkelse i Ranafjorden - en marin industriresipient. Delrapport 5. Bløtbunnfauna. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 121/84. 40 s. (NIVA løpenr. 1584)
- Rygg B, 1984. Bløtbunnfaunaundersøkelser - et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. NIVA-rapp. l.nr. F.481. 29 s.
- Rygg B, 1995a. Vanlige konsentrasjoner av organisk karbon (TOC) i sedimenter i norske fjorder og kystfarvann. NIVA-rapp. l.nr. 3364-95. 8 s.
- Rygg B. 1995b. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten.. NIVA-rapp. l.nr. 3347-95. 68 s
- Rygg, B., & I. Thélin. 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av organiske stoffer. SFT-veiledning nr. 93:05, 16 s.
- Shannon, C.E., & W. Weaver. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Skei, J. 1987. Kronos Titan A/S. Overvåking av vannkvalitet og bunnsedimenter i nedre Gomma (Greåker - Løperen), april - september 1986. NIVA-rap. O-86083.
- Tryland, Ø. 1983. Basisundersøkelse i Ranfjorden – en marin industriresipient. Delrapport I. Undersøkelse av utslipp fra Jernverket, Koksverket, Rana Gruber og Bergverkselskapet Nord-Norge i oktober 1980 og juni 1981. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 63/82. 71 s. (NIVA-rapp. l.nr. 1447.)
- Aas, E. 1976. The influence of freshwater on light conditions in fjords. Pp. 129-138 in Skreslet, Leinebø, Matthews & Sakshaug (eds.): Freshwater on the sea. The Association of Norwegian Oceanographers, Oslo.

Vedlegg A. Metodebeskrivelse for de kjemiske analysene av sedimenterende materiale

A.1. Metode for metallanalyser

METALLER, FLUSSYREOPPSLUTNING

Denne metoden skal anvendes ved totaloppslutning av slam og sedimenter som skal analyseres med hensyn på metaller. Metoden brukes for følgende metaller (ikke kvikksølv): Al, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, V og Zn.

Prinsipp: Maksimum 200 mg frysetørket, homogenisert prøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes konge vann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppsluttes i mikrobølgeovn, lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller foretas på den klare væskefasen ved atom-absorpsjon i flamme eller med grafitovn.

A.2. Metode for analyse av totalorganisk karbon og total nitrogen

TOTALKARBON, FORBRENNINGSMETODE

Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige, tungt-flytende væsker, samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser

0.1% nitrogen	-	1.0 µg/mg N
0.1% karbon	-	1.0 µg/mg C

For filtre er deteksjonsgrensen avhengig av blindfilterverdiene og mengde filtrert prøve.

Prinsipp: Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N₂-gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N₂- og CO₂-gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.

Vedlegg B. Bunnfaunatabeller

Tabell 18. Sediment- og faunaparametre for hver grabb i Ranfjorden 1996

Stasjon	Grabb	Artstall	Individtall	Artsmang- fold (H)	Artsmang- fold (ES ₁₀₀)	Indikatorarts- indeks (AI)	%<63µm	TOC	TN	TOC ₆₃
RN4	I	33	1010	3.34	17.43	7.24	97.1	3.8		4.32
RN4	II	35	1337	3.38	16.93	7.17	96.39	4.3		4.95
RN9	I	23	262	3.42	16.49	7.16	98.3	8.7	1.1	9.01
RN9	II	15	153	3.05	13.66	5.48	97.22	7.3		7.8
R21	I	67	450	4.6	33.42	7.87	76.55	6.9		11.12
R21	II	56	353	4.51	31.21	7.97	76.75	7.2		11.38
R22	I	38	363	3.68	20.17	6.91	97.88	11.1	1.2	11.48
R22	II	34	287	3.71	22.88	7.28	97.81	10.9	1.1	11.29
R27	I	25	113	3.16	23.87	7.93	91.9	22.3	2.7	23.76
R27	II	16	72	2.97	-	8.54	92.36	22.4	2.9	23.78

- = ikke målt

Tabell 19. Arter og deres individtall i hver enkelt grabb på stasjon RN4 i 1992, 1994 og 1996.

GRUPPE	FAMILIE	ART	Stasjon RN4						
			1992		1994		1996		
			I	II	I	II	I	II	
ANTHOZOA		Anthozoa indet						4	1
ANTHOZOA	Edwardsiidae	Edwardsia sp	6	18	10	1	9	10	
NEMERTINEA		Nemertinea indet	7	3	14	21	15	9	
POLYCHAETA	Amphinomidae	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	8	16	40	25	25	83	
POLYCHAETA	Polynoidae	Harmothoe sp	4	3	2	4	1		
POLYCHAETA	Sigalionidae	Leanira tetragona (Oersted 1844)	2	1	1	4	19	12	
POLYCHAETA	Sigalionidae	Pholoe minuta (Fabricius 1780)	1				4	2	
POLYCHAETA	Syllidae	Syllidae indet	3						
POLYCHAETA	Syllidae	Typosyllis cornuta (Rathke 1843)	14	15	16	10	28	26	
POLYCHAETA	Nereidae	Ceratocephale loveni Malmgren 1867	7	10	6	3	12	18	
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys ciliata (O.F.Mueller 1776)			1	2			
POLYCHAETA	Glyceridae	Glycera capitata Oersted 1843	6	3		1	1	1	
POLYCHAETA	Lumbrineridae	Augenaria tentaculata Monro 1930			1				
POLYCHAETA	Lumbrineridae	Lumbrineris sp	12	11	4	5	3	15	
POLYCHAETA	Arabellidae	Drilonereis filum (Claparede 1868)					1		
POLYCHAETA	Orbiniidae	Scoloplos armiger (O.F.Mueller 1776)	4	2		7			
POLYCHAETA	Paraonidae	Paradoneis lyra (Southern 1914)		1				30	36
POLYCHAETA	Trochochaetidae	Trochochaeta multisetosa (Oersted 1843)		1				1	
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio sp	74	131	151	97	262	352	
POLYCHAETA	Spionidae	Spiophanes kroeyeri Grube 1860	50	33	56	87	128	156	
POLYCHAETA	Chaetopteridae	Spiochaetopterus typicus M.Sars 1856	1		1			1	
POLYCHAETA	Cirratulidae	Cauleriella sp			1		2	3	
POLYCHAETA	Cirratulidae	Chaetozone setosa Malmgren 1867	3	1	3		62	94	
POLYCHAETA	Cirratulidae	Tharyx sp		1					
POLYCHAETA	Cossuridae	Cossura longocirrata Webster & Benedict			1		1	2	
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Scalibregma inflatum Rathke 1843			1				
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Scalibregmidae indet					6	1	
POLYCHAETA	Opheliidae	Ophelina sp						2	
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	15	8	15	8	29	41	
POLYCHAETA	Maldanidae	Asychis biceps (M.Sars 1861)	3	3	1	5			
POLYCHAETA	Maldanidae	Euclymeninae indet	1	1		3		1	
POLYCHAETA	Maldanidae	Maldane sarsi Malmgren 1865			2	1			
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele heeri Malmgren 1867	605	249	42	75			
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele oculata Zaks 1922	134	127	74	71	1	1	
POLYCHAETA	Ampharetidae	Amage auricula Malmgren 1865			3		1		
POLYCHAETA	Ampharetidae	Ampharetidae indet					1		
POLYCHAETA	Ampharetidae	Amphicteis gunneri (M.Sars 1835)		1		1	1		
POLYCHAETA	Ampharetidae	Mugga wahrbergi Eliason 1955	1	1	1				
POLYCHAETA	Trichobranchidae	Terebellides stroemi M.Sars 1835		1					
POLYCHAETA	Sabellidae	Chone duneri Malmgren 1867					2		
POLYCHAETA	Sabellidae	Euchone sp		1	6	5			
BIVALVIA	Nuculidae	Nuculoma corticata (Moeller)					5		
BIVALVIA	Nuculidae	Nuculoma tenuis (Montagu)	2	1					
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella fraterna Verrill & Bush	49	32	29	32	12	11	
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella lenticula (Mueller 1842)	2	2		1	23	11	
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella lucida (Loven 1846)	1				1		
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella sp							5
BIVALVIA	Mytilidae	Modiolus sp		1					
BIVALVIA	Pectinidae	Delectopecten vitreus (Gmelin 1789)	1	2	2	4	21	29	

BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira equalis (Verrill & Bush)	155	266	346	172	260	301
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)	69	67	42	53	38	86
BIVALVIA	Tellinidae	Macoma calcarea (Gmelin 1790)	4					2
BIVALVIA	Scrobiculariidae	Abra nitida (Mueller 1789)	89	58	19	15	2	8
BIVALVIA	Kelliellidae	Kelliella miliaris (Philippi 1844)	2		1	5	10	11
SCAPHOPODA		Scaphopoda indet	1	1				
SCAPHOPODA	Siphonodentaliidae	Siphonodentalium sp						1
CUMACEA	Leuconidae	Eudorella emarginata Kroeyer	5	6	1		1	4
CUMACEA	Leuconidae	Eudorella hirsuta G.O.Sars					1	
CUMACEA	Leuconidae	Eudorella truncatula Sp.Bate				2		
TANAIDACEA		Tanaidacea indet	3	2				
ISOPODA	Parasellidae	Munnopsidae indet				1		
AMPHIPODA	Phoxocephalidae	Harpinia sp						1
SIPUNCULIDA		Golfingia sp	7	4	11	26		
SIPUNCULIDA		Sipunculida indet			1			
ASTEROIDEA	Goniopectinidae	Ctenodiscus crispatus (Bruz.)			1			
OPHIUROIDEA		Ophiuroidea indet						1
OPHIUROIDEA	Ophiuridae	Ophiocten sericeum (Forbes)			2			
OPHIUROIDEA	Ophiuridae	Ophiura affinis Luetken		1				
VARIA		Vermiformis indet						1

Tabell 20. Arter og deres individtall i hver enkelt grabb på stasjon RN9 i 1992, 1994 og 1996.

GRUPPE	FAMILIE	ART	Stasjon RN9						
			1992		1994		1996		
			I	II	I	II	I	II	
ANTHOZOA	Edwardsiidae	Edwardsiidae indet			5				
NEMERTINEA		Nemertinea indet	7	6	9	6	2	3	
POLYCHAETA	Amphinomidae	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	58	189	178	36	49	6	
POLYCHAETA	Polynoidae	Harmothoe sp		1		8	1	1	
POLYCHAETA	Sigalionidae	Leanira tetragona (Oersted 1844)	2	1	12	5	20	23	
POLYCHAETA	Phyllodocidae	Eulalia sp			1				
POLYCHAETA	Pilargiidae	Synelmis klatti (Friedrich 1950)	3		3		3	9	
POLYCHAETA	Syllidae	Exogone sp						1	
POLYCHAETA	Syllidae	Syllidae indet	1						
POLYCHAETA	Syllidae	Typosyllis cornuta (Rathke 1843)	2					1	
POLYCHAETA	Nereidae	Ceratocephale loveni Malmgren 1867	1		1			3	
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys cf. paradoxa Malm 1874			2				
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys ciliata (O.F.Mueller 1776)					1		
POLYCHAETA	Glyceridae	Glycera capitata Oersted 1843	2	2					
POLYCHAETA	Lumbrineridae	Lumbrineris sp	2				1	1	
POLYCHAETA	Dorvilleidae	Dorvilleidae indet			2				
POLYCHAETA	Orbiniidae	Scoloplos armiger (O.F.Mueller 1776)		4					
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio sp	51	23	22	21	26	4	
POLYCHAETA	Spionidae	Spiophanes kroeyeri Grube 1860	2			1	2		
POLYCHAETA	Chaetopteridae	Spiochaetopterus typicus M.Sars 1856	2		2				
POLYCHAETA	Cirratulidae	Caulieriella sp			18	3	3		
POLYCHAETA	Cirratulidae	Chaetozone setosa Malmgren 1867	98	67	29	19	10	13	
POLYCHAETA	Cirratulidae	Tharyx sp	5						
POLYCHAETA	Cossuridae	Cossura longocirrata Webster & Benedict	36	8	33	3	10	2	
POLYCHAETA	Opheliidae	Ophelina sp			1		29	23	
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	45	14	34	3	37	50	
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele oculata Zaks 1922	3						
POLYCHAETA	Sabellidae	Chone sp			1	1			
POLYCHAETA	Sabellidae	Euchone sp			1				
POLYCHAETA	Serpulidae	Pomatoceros triqueter (Linne)				1			
OLIGOCHAETA		Oligochaeta indet			1				
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella fraterna Verrill & Bush	14	6	2		1		
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella sp		3					
BIVALVIA	Mytilidae	Modiolus modiolus (L.)			2				
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira equalis (Verrill & Bush)	35	9	207	322	51	10	
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)	51	77	9	33	1		
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira sarsi (Philippi 1845)		90			2	5	
BIVALVIA	Tellinidae	Macoma calcarea (Gmelin 1790)	3				3	2	
BIVALVIA	Scrobiculariidae	Abra nitida (Mueller 1789)		3	1	1	5	1	
BIVALVIA	Kelliellidae	Kelliella miliaris (Philippi 1844)		1			1		
BIVALVIA	Cuspidariidae	Cuspidaria obesa (Loven 1846)		1					
SCAPHOPODA		Scaphopoda indet	2						
SIPUNCULIDA		Golfingia sp							1
SIPUNCULIDA		Sipunculida indet			1				
OPHIUROIDEA	Ophiuridae	Ophiocten sericeum (Forbes)			1	13			
OPHIUROIDEA	Ophiuridae	Ophiura sp	1						

Tabell 21. Arter og deres individtall i hver enkelt grabb på stasjon 21R i 1994 og 1996.

GRUPPE	FAMILIE	ART	Stasjon 21R			
			1994		1996	
			I	II	I	II
ANTHOZOA		Anthozoa indet	1		1	
ANTHOZOA		Funiculina quadrangularis Pallas				1
ANTHOZOA	Edwardsiidae	Edwardsiidae indet			1	
NEMERTINEA		Nemertinea indet	6	6	7	4
POLYCHAETA	Amphinomidae	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	12	24	55	49
POLYCHAETA	Polynoidae	Harmothoe sp		1	3	2
POLYCHAETA	Phyllodocidae	Eulalia sp		1		
POLYCHAETA	Phyllodocidae	Phyllodoce groenlandica (Oersted 1842)		1		
POLYCHAETA	Phyllodocidae	Phyllodoce sp	1			
POLYCHAETA	Syllidae	Exogone sp		1	2	5
POLYCHAETA	Syllidae	Typosyllis cornuta (Rathke 1843)				1
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys ciliata (O.F.Mueller 1776)	1	1	1	1
POLYCHAETA	Glyceridae	Glycera capitata Oersted 1843	4	4	1	5
POLYCHAETA	Lumbrineridae	Lumbrineris sp	2	3	1	
POLYCHAETA	Arabellidae	Drilonereis filum (Claparede 1868)	4	5	8	4
POLYCHAETA	Orbiniidae	Scoloplos armiger (O.F.Mueller 1776)	5		3	4
POLYCHAETA	Paraonidae	Aricidea sp				1
POLYCHAETA	Paraonidae	Paradoneis lyra (Southern 1914)			6	5
POLYCHAETA	Paraonidae	Paraonis gracilis (Tauber 1879)	1	1	3	1
POLYCHAETA	Spionidae	Laonice cirrata (M.Sars 1851)	1			
POLYCHAETA	Spionidae	Polydora caulleryi Mesnil 1897			1	
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio sp	1		1	
POLYCHAETA	Spionidae	Spiophanes kroeyeri Grube 1860	5	4	4	5
POLYCHAETA	Cirratulidae	Tharyx sp	3	2	3	
POLYCHAETA	Flabelligeridae	Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)		1	1	
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Polyphysia crassa (Oersted 1843)				1
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Scalibregma inflatum Rathke 1843	1	1	3	
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Scalibregmidae indet				2
POLYCHAETA	Opheliidae	Ophelina sp		2	4	2
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	14	38	19	18
POLYCHAETA	Maldanidae	Asychis biceps (M.Sars 1861)		2	1	
POLYCHAETA	Maldanidae	Clymenura sp	8	7	7	4
POLYCHAETA	Maldanidae	Euclymeninae indet			3	2
POLYCHAETA	Maldanidae	Maldane sarsi Malmgren 1865		1	1	1
POLYCHAETA	Maldanidae	Maldanidae indet	1			
POLYCHAETA	Sternaspiidae	Sternaspis scutata (Renier 1807)	1	2		
POLYCHAETA	Ampharetidae	Amage auricula Malmgren 1865			1	1
POLYCHAETA	Ampharetidae	Ampharetidae indet		1		
POLYCHAETA	Ampharetidae	Eclysippe vanelli (Fauvel 1936)			2	
POLYCHAETA	Ampharetidae	Glyphanostomum pallescens (Theel 1879)		1		2
POLYCHAETA	Ampharetidae	Sabellides borealis M.Sars 1856				1
POLYCHAETA	Terebellidae	Proclea graffii (Langerhans 1884)			1	
POLYCHAETA	Terebellidae	Streblosoma intestinalis M.Sars 1872	64	47	49	36
POLYCHAETA	Trichobranchidae	Terebellides stroemi M.Sars 1835	3	2	5	5
POLYCHAETA	Sabellidae	Chone sp	3			
POLYCHAETA	Sabellidae	Sabellidae indet	1	2	1	
PROSOBRANCHIA	Naticidae	Lunatia cf. montagui (Forbes)	1	1		
PROSOBRANCHIA	Naticidae	Lunatia fusca (Blainville)			1	
PROSOBRANCHIA	Naticidae	Natica clausa Broderip & Sowerby			3	2

OPISTOBRANCHIA	Scaphandridae	Cylichna alba (Brown)		1			
CAUDOFOVEATA		Caudofoveata indet	4	6	7	12	
BIVALVIA	Nuculidae	Nuculoma corticata (Moeller)			4	2	
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella fraterna Verrill & Bush	5	4	8	7	
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella lucida (Loven 1846)	6	1	3		
BIVALVIA	Mytilidae	Modiolus modiolus (L.)	1				
BIVALVIA	Mytilidae	Mytilidae indet			2		
BIVALVIA	Arcidae	Batharca pectunculoides (Scacchi 1836)		1			
BIVALVIA	Pectinidae	Pseudamussium septemradiatum (Mueller)			1		
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira equalis (Verrill & Bush)	1	7	7	4	
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira ferruginea (Forbes)			2		
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)	75	74	57	58	
BIVALVIA	Cardiidae	Parvicardium minimum (Philippi 1836)					1
BIVALVIA	Scrobiculariidae	Abra nitida (Mueller 1789)	4	7			1
BIVALVIA	Kelliellidae	Kelliella miliaris (Philippi 1844)	177	97	77	32	
OSTRACODA	Cypridinidae	Philomedes globosus Lilljeborg	1	1	1		
CUMACEA	Leuconidae	Eudorella truncatula Sp.Bate					1
CUMACEA	Leuconidae	Leucon nasica (Kroeyer)	6	4	7	7	
CUMACEA	Lampropidae	Hemilamprops rosea (Norman)	1		1	1	
CUMACEA	Diastylidae	Brachydiastylis resima (Kroeyer 1846)					1
CUMACEA	Diastylidae	Diastylis echinata SpBate			1		
CUMACEA	Diastylidae	Diastylis lucifera (Kroeyer)		2	1		
CUMACEA	Diastylidae	Diastylis scorpioides (Lepechin)	1				
CUMACEA	Diastylidae	Diastylodes serrata (Sars 1865)			5	2	
CUMACEA	Diastylidae	Leptostylis macrura G.O.Sars	2				
CUMACEA	Diastylidae	Leptostylis sp					1
TANAIDACEA		Tanaidacea indet	2	1	1		
TANAIDACEA	Apseudidae	Apseudes spinosus (M.Sars)					1
ISOPODA	Gnathidae	Gnathia cf. elongata (Kroeyer)	4				
ISOPODA	Gnathidae	Gnathia elongata (Kroeyer)			2		
ISOPODA	Parasellidae	Desmosoma sp					1
ISOPODA	Parasellidae	Ilyarachna longicornis (G.O.Sars)		1	5		
ISOPODA	Parasellidae	Ilyarachna sp	2				
ISOPODA	Parasellidae	Ischnosoma bispinosum G.O.Sars			1	2	
AMPHIPODA		Amphipoda indet					1
AMPHIPODA	Lysianassidae	Hippomedon propinquus G.O.Sars	3	2	2		
AMPHIPODA	Lysianassidae	Tryphosites longipes (Bate & Westwood)					1
AMPHIPODA	Ampeliscidae	Ampelisca aequicornis Bruzelius	1	2			
AMPHIPODA	Ampeliscidae	Ampelisca eschrichti Kroeyer	1				
AMPHIPODA	Ampeliscidae	Byblis gaimardi (Kroeyer)			6		
AMPHIPODA	Melitidae	Eriopisa elongata Bruzelius	15	16	14	13	
AMPHIPODA	Oedicerotidae	Arrhis phyllonx (M.Sars)	4	2	5	6	
AMPHIPODA	Oedicerotidae	Bathymedon saussurei (Boeck)			2	1	
AMPHIPODA	Oedicerotidae	Paroediceros propinquus Sars	1	2	1		
AMPHIPODA	Oedicerotidae	Synchelidium brevicarpum (Sp.Bate)					1
AMPHIPODA	Phoxocephalidae	Harpinia sp	3	5	11	5	
AMPHIPODA	Phoxocephalidae	Leptophoxus falcatus (G.O.Sars)					1
AMPHIPODA	Isaeidae	Protomedeia fasciata Kroeyer			2		
DECAPODA	Paguridae	Paguridae indet	1				
SIPUNCULIDA		Golfingia sp	1	4	5	18	
SIPUNCULIDA		Sipunculida indet	7				
PRIAPULIDA		Priapululus caudatus Lamarck 1816		1			
ASTEROIDEA	Goniopectinidae	Ctenodiscus crispatus (Bruz.)			1		

OPHIUROIDEA		Ophiuroidea indet		1	5
OPHIUROIDEA	Ophiuridae	Ophiocten sericeum (Forbes)	3		
OPHIUROIDEA	Ophiuridae	Ophiura sp		1	
HOLOTHUROIDEA	Synaptidae	Labidoplax buski (McIntosh)		2	
HOLOTHUROIDEA	Synaptidae	Leptosynapta sp			1
VARIA		Vermiformis indet	2	1	1

Tabell 22. Arter og deres individtall i hver enkelt grabb på stasjon 22R i 1994 og 1996.

GRUPPE	FAMILIE	ART	Stasjon 22R			
			1994	1994	1996	1996
			I	II	I	II
ANTHOZOA	Edwardsiidae	Edwardsiidae indet			1	
NEMERTINEA		Nemertinea indet	20	8	15	14
POLYCHAETA	Amphinomidae	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	35	18	60	13
POLYCHAETA	Polynoidae	Harmothoe sp	1		2	
POLYCHAETA	Sigalionidae	Leanira tetragona (Oersted 1844)			1	2
POLYCHAETA	Phyllodocidae	Chaetoparia nilssoni Malmgren 1867	1			3
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys sp			1	
POLYCHAETA	Glyceridae	Glycera capitata Oersted 1843		1	4	2
POLYCHAETA	Lumbrineridae	Lumbrineris sp			2	2
POLYCHAETA	Arabellidae	Drilonereis filum (Claparede 1868)		1	2	1
POLYCHAETA	Orbiniidae	Orbinia norvegica (M.Sars 1872)	2	3	5	7
POLYCHAETA	Paraonidae	Paradoneis lyra (Southern 1914)				5
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio sp			1	
POLYCHAETA	Spionidae	Pseudopolydora sp	1	1		
POLYCHAETA	Spionidae	Spiophanes kroeyeri Grube 1860	282	186	46	74
POLYCHAETA	Cirratulidae	Caulleriella sp	1			
POLYCHAETA	Cirratulidae	Chaetozone setosa Malmgren 1867	6	2	5	6
POLYCHAETA	Cirratulidae	Cirratulidae indet			1	
POLYCHAETA	Cossuridae	Cossura longocirrata Webster & Benedict			1	
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Polyphysia crassa (Oersted 1843)			1	
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Scalibregmidae indet				1
POLYCHAETA	Opheliidae	Ophelina sp			1	1
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	59	35	69	64
POLYCHAETA	Maldanidae	Asychis biceps (M.Sars 1861)				1
POLYCHAETA	Maldanidae	Maldane sarsi Malmgren 1865	9	1	4	5
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele oculata Zaks 1922	1			
POLYCHAETA	Ampharetidae	Melinna cristata (M.Sars 1851)	1			
POLYCHAETA	Trichobranchidae	Terebellides stroemi M.Sars 1835		2		
OLIGOCHAETA		Oligochaeta indet			1	2
PROSOBRANCHIA	Naticidae	Lunatia cf. montagui (Forbes)	1	1		
PROSOBRANCHIA	Naticidae	Lunatia fusca (Blainville)				1
BIVALVIA	Nuculidae	Nuculoma corticata (Moeller)	3			
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella fraterna Verrill & Bush	17	43	7	4
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella lenticula (Mueller 1842)	1			
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella lucida (Loven 1846)	1	1		
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella sp				2
BIVALVIA	Mytilidae	Modiolus modiolus (L.)		1		
BIVALVIA	Mytilidae	Mytilidae indet				1
BIVALVIA	Pectinidae	Delectopecten vitreus (Gmelin 1789)	1			
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira equalis (Verrill & Bush)		1	2	2
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)	12	8	3	3
BIVALVIA	Astartidae	Astarte elliptica Brown 1827			1	2
BIVALVIA	Astartidae	Astarte sulcata (Da Costa 1778)	4	2		
BIVALVIA	Tellinidae	Macoma calcarea (Gmelin 1790)				1
BIVALVIA	Scrobiculariidae	Abra nitida (Mueller 1789)	9	6	1	2
BIVALVIA	Kelliellidae	Kelliella miliaris (Philippi 1844)	4	46	1	6
SCAPHOPODA	Siphonodentaliidae	Siphonodentalium sp			1	
CUMACEA	Leuconidae	Eudorella emarginata Kroeyer				1
CUMACEA	Diastylidae	Diastylodes serrata (Sars 1865)		1		

TANAIDACEA		Tanaidacea indet	1	2	1	
TANAIDACEA	Apseudidae	Apseudes spinosus (M.Sars)	37		59	
ISOPODA		Macrostylis spinifera G.O.Sars	1			
AMPHIPODA	Melitidae	Eriopisa elongata Bruzelius	20	14	22	25
AMPHIPODA	Oedicerotidae	Bathymedon saussurei (Boeck)		1		
AMPHIPODA	Phoxocephalidae	Harpinia sp	12	4	17	14
AMPHIPODA	Phoxocephalidae	Paraphoxus oculatus Sars 1891		2		
SIPUNCULIDA		Golfingia sp	6	4	18	7
ASTEROIDEA	Goniopectinidae	Ctenodiscus crispatus (Bruz.)		1	2	1
OPHIUROIDEA		Ophiuroidea indet			1	
OPHIUROIDEA	Ophiuridae	Ophiocten sericeum (Forbes)		6		
HOLOTHUROIDEA		Holothuroidea indet			1	
HOLOTHUROIDEA	Synaptidae	Labidoplax buski (McIntosh)			1	11
HOLOTHUROIDEA	Synaptidae	Leptosynapta sp			1	
VARIA		Vermiformis indet			1	1

Tabell 23. Arter og deres individtall i hver enkelt grabb på stasjon 27R i 1994 og 1996.

GRUPPENAVN	FAMILIENAVN	ARTSNAVN	Stasjon 27R			
			1994	1994	1996	1996
			I	II	I	II
NEMERTINEA		Nemertinea indet	6	7	3	3
POLYCHAETA	Amphinomidae	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	7	5	4	
POLYCHAETA	Sigalionidae	Leanira tetragona (Oersted 1844)	1			1
POLYCHAETA	Sigalionidae	Pholoe anoculata Hartmann 1965	2			
POLYCHAETA	Hesionidae	Gyptis rosea (Malm 1874)	2	1	1	
POLYCHAETA	Hesionidae	Nereimyra punctata (O.F.Mueller 1788)		2		
POLYCHAETA	Pilargiidae	Synelmis klatti (Friedrich 1950)			1	
POLYCHAETA	Syllidae	Exogone sp	2	2		
POLYCHAETA	Nereidae	Ceratocephale loveni Malmgren 1867			1	4
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys hombergii Savigny 1818	4			
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys paradoxa Malm 1874			3	5
POLYCHAETA	Lumbrineridae	Augenaria tentaculata Monro 1930	2			
POLYCHAETA	Arabellidae	Drilonereis filum (Claparede 1868)			2	
POLYCHAETA	Orbiniidae	Orbinia norvegica (M.Sars 1872)	1	1		
POLYCHAETA	Paraonidae	Aricidea cf. suecica Eliason 1920		1		
POLYCHAETA	Paraonidae	Paradoneis lyra (Southern 1914)	8	16	1	3
POLYCHAETA	Paraonidae	Paraonis gracilis (Tauber 1879)	2		5	
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio sp	3	6	1	3
POLYCHAETA	Spionidae	Spiophanes kroeyeri Grube 1860	1	1	2	
POLYCHAETA	Chaetopteridae	Spiochaetopterus typicus M.Sars 1856				1
POLYCHAETA	Flabelligeridae	Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)	1	1		
POLYCHAETA	Opheliidae	Ophelina cf. abranchiata Støp-Bowitz		2		
POLYCHAETA	Opheliidae	Ophelina norvegica Stoep-Bowitz 1945		1	4	
POLYCHAETA	Opheliidae	Ophelina sp	3			2
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	26	38	56	33
POLYCHAETA	Maldanidae	Rhodine gracilior Tauber 1879				1
POLYCHAETA	Maldanidae	Rhodine loveni Malmgren 1865	1			
POLYCHAETA	Ampharetidae	Eclysippe vanelli (Fauvel 1936)		1		
POLYCHAETA	Terebellidae	Amaeana trilobata (M.Sars 1863)	1			
CAUDOFOVEATA		Caudofoveata indet	3	1	2	3
BIVALVIA	Nuculidae	Nucula cf. tumidula (Malm)	3			
BIVALVIA	Nuculidae	Nucula tumidula (Malm)				2
BIVALVIA	Nuculanidae	Yoldiella fraterna Verrill & Bush	1	1	1	
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira equalis (Verrill & Bush)			2	
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira pygmaea (Verrill & Bush)		1	1	
BIVALVIA	Lasaeidae	Montacuta substriata (Montagu)		1		
BIVALVIA	Scrobiculariidae	Abra nitida (Mueller 1789)	4	3		
BIVALVIA	Kelliellidae	Kelliella miliaris (Philippi 1844)	3	2		
SCAPHOPODA	Siphonodentaliidae	Siphonodentalium sp		1		
AMPHIPODA	Lysianassidae	Hoplonyx caeculus G.O.Sars			1	
AMPHIPODA	Melitidae	Eriopisa elongata Bruzelius	23	17	8	7
AMPHIPODA	Liljeborgiidae	Lilljeborgia macronyx G.O.Sars	1	3	2	
AMPHIPODA	Pardaliscidae	Halice abyssi Boeck			2	
DECAPODA	Axiidae	Calocaris macandreae Bell 1846	2			
SIPUNCULIDA		Onchnesoma steenstrupi Koren & Danielsen	7	9	4	1
OPHIUROIDEA	Amphilepididae	Amphilepis norvegica Ljungman	2	1		
ECHINOIDEA	Schizasteridae	Brisaster fragilis (Dueben & koren)		1		
VARIA		Vermiformis indet			3	2